

تغییرات کربن آلی خاک در عمق و کاربری‌های مختلف و تأثیر آن بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

چکیده

تغییر کاربری اراضی جنگلی به زمین‌های زراعی به‌طور وسیعی در سرتاسر جهان به‌دلیل افزایش جمعیت و نیاز غذایی بیش‌تر رخ می‌دهد. این پژوهش به بررسی تأثیر این تغییر کاربری بر کربن آلی و سایر ویژگی‌های خاک در عمق‌های مختلف می‌پردازد. به این منظور یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار در کاربری‌های جنگل طبیعی، باغ چای و شالیزار به اجرا درآمد. در هر کاربری از عمق‌های ۰-۲۰، ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰، ۶۰-۸۰ و ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متر به‌طور جداگانه نمونه‌برداری انجام شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد اثرات تغییر کاربری و عمق بر تمامی مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در سطح احتمال یک درصد ($P \leq 0.01$) معنی‌دار بود. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده کاربری باغ چای منجر به افزایش مقدار کربن آلی خاک (۳۰/۱۳ درصد)، نیتروژن کل (۳۱/۳۷ درصد)، فسفر (۲/۱۹ برابر) و پتاسیم (۲/۲۵ برابر) قابل‌جذب، ظرفیت تبادل کاتیونی (۲۸/۳۴ درصد)، میانگین وزنی قطر خاک‌دانه (۱۲/۰۸ درصد)، تخلخل (۱۵/۵۶ درصد) و آب قابل‌دسترس (۶۶/۴۹ درصد) نسبت به کاربری جنگل طبیعی شد و باعث بهبود کیفیت خاک گردید. در مقابل در کاربری شالیزار کاهش مقدار این مشخصه‌ها نسبت به کاربری جنگل طبیعی مشاهده شد. هم‌چنین مشخصه‌های هم‌چون کربن آلی خاک (۸۴/۶۴ درصد)، نیتروژن کل (۸۶/۳۳ درصد)، ظرفیت تبادل کاتیونی (۴۶/۶۰ درصد)، میانگین وزنی قطر خاک‌دانه (۸۱/۹۷ درصد)، تخلخل (۳۹/۲۹ درصد) و هدایت هیدرولیکی اشباع (۸۰ درصد) با افزایش عمق کاهش یافتند. نتایج این پژوهش بیانگر این است در صورت تغییر کاربری می‌توان با اعمال مدیریت صحیح از کاهش کیفیت خاک جلوگیری نمود.

واژگان کلیدی: باغ چای، تغییر کاربری، جنگل، شالیزار، کربن آلی.

دری نشده

Variations in Soil Organic Carbon Across Different Depths and Land Uses and Their Impact on Selected Physical and Chemical Soil Properties

ABSTRACT

The widespread conversion of forest lands to agricultural lands, driven by population growth and increasing food demand, has significant implications for soil quality. This study investigates the impact of land-use change on soil organic carbon and other physical and chemical properties across various depths. A factorial experiment was conducted using a randomized complete block design (RCBD) with three replications across natural forest, tea plantation, and paddy field land uses. Soil samples were collected from depths of 0–20, 20–40, 40–60, 60–80, and 80–100 cm. The results indicated that the effects of land-use change and soil depth on all measured soil properties were statistically significant at the 1% probability level ($P \leq 0.01$). The findings revealed that tea plantation land use significantly increased soil organic carbon (by 30.13%), total nitrogen (by 31.37%), available phosphorus (by 2.19 times), available potassium (by 2.35 times), cation exchange capacity (by 28.34%), mean weight diameter of soil aggregates (by 12.08%), porosity (by 15.56%), and plant-available water (by 66.49%) compared to natural forest land, thereby enhancing soil quality. Conversely, paddy field land use led to a decline in these properties relative to natural forest land. Furthermore, with increasing soil depth, there was a reduction in soil organic carbon (by 84.64%), total nitrogen (by 86.33%), cation exchange capacity (by 46.6%), mean weight diameter of soil aggregates (by 81.97%), porosity (by 39.29%), and saturated hydraulic conductivity (by 80%). These results highlight that appropriate management practices can help mitigate soil quality degradation following land-use changes.

Keywords: *Forest, Land use change, Organic Carbon, Paddy field, Tea garden.*

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Soil organic carbon (SOC) plays a vital role in global climate change, as even minor fluctuations can significantly impact atmospheric carbon dioxide levels and climate patterns. Additionally, SOC serves as a key indicator of soil health and fertility. One of the primary factors influencing SOC levels is land-use change, which has a substantial effect on SOC content. This study aims to compare the effects of different land uses on SOC levels and selected physical and chemical soil properties. Furthermore, it seeks to determine whether converting forest land to agricultural land inevitably leads to soil quality degradation.

Materials and Methods

This study investigates the impact of three distinct land uses—natural forest, tea plantation, and paddy field—on SOC and selected physical and chemical soil properties across five depth intervals: 0–20, 20–40, 40–60, 60–80, and 80–100 cm. The research was conducted at the Poplar and Fast-Growing Trees Research Station in western Gilan Province (Pish Hisar, Fuman). The selected land uses were located within the same area and in close proximity. A total of 45 composite soil samples were collected and transferred to the laboratory for analysis. The data were analyzed using a factorial experiment within a randomized complete block design (RCBD) with SAS 9.4 software. Two-way analysis of variance (ANOVA) was employed to assess the significance of the measured soil physical and chemical properties concerning land use and soil depth. Duncan's multiple range test (at 1% and 5% significance levels) was used for mean comparison, while Excel software was utilized for graph generation.

Results and Discussion

The findings revealed that the effects of land-use change, soil depth, and their interaction on the measured soil properties were statistically significant at the 1% probability level ($P \leq 0.01$). The highest levels of SOC (34.73 g/kg), total nitrogen (3.42 g/kg), available phosphorus (60.27 mg/kg), available potassium (418.50 mg/kg), mean weight diameter of soil aggregates (2.14 mm), cation exchange capacity (29.77 cmol/kg), and plant-available water (15.15%) were observed in the 0–20 cm depth under tea plantation land use. In contrast, the highest bulk density (2.34 g/cm³) was recorded in the 80–100 cm depth under paddy field land use.

Conclusion

The results indicate that tea plantation land use effectively enhanced and improved soil physical and chemical properties. Conversely, converting natural forest to paddy fields resulted in soil quality degradation. These findings suggest that land-use changes, when accompanied by appropriate management practices, can not only achieve economic objectives but also help preserve and enhance soil quality.

Author Contributions

Conceptualization, A.T and A.G.; methodology, A.T. and A.G.; software, A.T. and P.K.; validation, A.T., A.G. and P.K.; formal analysis, A.T and A.G.; investigation, A.T.; resources, A.T, A.G. and SH.S.Z.; data curation, A.T. and A.G.; writing—original draft preparation, A.T.; writing—review and editing, A.T. and A.G.; visualization, A.T and P.K.; supervision, A.G.; project administration, A.G. and SH.S.Z.; funding acquisition, A.T. and A.G. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Data Availability Statement

Data available on request from the authors.

Acknowledgements

We would like to thank the University of Zanjan for providing the necessary facilities to conduct this research.

Ethical Considerations

The authors avoided data fabrication, falsification, plagiarism, and misconduct.

کربن آلی خاک (SOC) یکی از مهم‌ترین مخازن کربن در سطح جهان می‌باشد (Watson et al., 2000) که تأثیر زیادی بر ویژگی‌های خاک، تولید محصول و تغییر آب‌وهوا دارد. به‌همین دلیل به‌عنوان یکی از موضوعات و چالش‌های مهم محیط‌زیستی در مقیاس جهانی در برنامه زیست‌محیطی سازمان ملل متحد قرار گرفته است. در چند دهه اخیر تغییرات اقلیمی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین مسائل زیست‌محیطی، تأثیر زیادی بر سامانه‌های زیستی و اجتماعی کره زمین داشته است (IPCC., 2007)، و کربن آلی خاک یک عنصر کلیدی و تأثیرگذار در چرخه جهانی کربن و تغییرات آب‌وهوایی شناخته شده است (Lal, 2004). پس از اقیانوس‌ها، جنگل‌های موجود در سطح زمین نقش عمده‌ای در چرخه کربن ایفا می‌کنند. جنگل‌ها بخش زیادی از تبادل کربن بین جو و بیوسفر را نسبت به سایر اکوسیستم‌های خشکی انجام می‌دهند و از این طریق به کاهش تغییرات آب‌وهوا کمک می‌کنند (Pan et al., 2011; Boyd et al., 2019). بررسی‌ها نشان می‌دهد در مقیاس جهانی میزان کربن آلی خاک در عمق دو متری حدود ۲۴۰۰ گیگا تن است (Batjes, 1996) که این میزان سه برابر کربن موجود در اتمسفر می‌باشد (Pierre et al., 2020) و این بدین معنی است که تغییر اندک در ذخیره کربن آلی خاک به تغییرات قابل توجه در مقدار کربن دی‌اکسید اتمسفر و تغییرات آب‌وهوا می‌انجامد (Amelung et al., 2020; Rumpel et al., 2020).

محافظت از تنوع زیستی خاک و تولید مواد غذایی از جمله نقش‌های دیگر کربن آلی خاک می‌باشد (Oldfield et al., 2019). تأثیر این عنصر کلیدی در سلامتی و باروری خاک غیرقابل انکار است (Lal, 2016; Bünenmann et al., 2018). از جمله می‌توان به تأثیرات عمده آن بر بسیاری از خواص خاک مانند عناصر غذایی، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و آنیونی و ساختمان خاک اشاره کرد (Zech et al., 1997; Mao et al., 2014). مقدار ماده آلی خاک به‌تنها به‌عنوان شاخص مهمی از کیفیت و سلامت خاک در نظر گرفته می‌شود؛ بلکه در اکوسیستم‌های جنگلی بر بسیاری از ویژگی‌ها مانند چرخه‌های بیوژئوشیمیایی و حاصلخیزی خاک مؤثر است (Wang and Pellitier & Zak, 2018). به‌طوری‌که در اثر کاهش ذخیره کربن آلی خاک احتمال فرسایش‌پذیری، رواناب و فشردگی خاک افزایش یافته که منجر به تغییرات در ساختمان و حاصلخیزی خاک می‌شود (Hoover, 2002). در سال ۲۰۱۱، ذخایر کربن جنگل‌های جهان ۸۶۱ پتاگرم تخمین زده شد که شامل مخازن اصلی تا عمق یک‌متری خاک (۴۴ درصد)، زیست‌توده گیاهی (۴۲ درصد)، چوب مرده (۸ درصد) و کلس (۵ درصد) می‌باشد (Pan et al., 2011). هم‌چنین تخریب جنگل و جنگل‌زدایی در مناطق آمازون منجر به حذف کربن در حدود ۰/۶۶-۰/۴۳ پتاگرم در سال، طی دوره ۲۰۰۳ تا ۲۰۱۷ شده است (Bullock & Woodcock, 2021).

امروزه تغییر کاربری زمین به یک مسئله مهم در سطح جهان مبدل شده است، چرا که تأثیرات آن بر کشاورزی، اکوسیستم‌ها و محیط‌زیست از جمله جو غیرقابل انکار می‌باشد (Newbold et al., 2015; Han & Zhu, 2020; Hasan et al., 2020). با افزایش جمعیت جهان در حال حاضر گرسنگی در سطح جهانی پس از سال‌ها کاهش (از سال ۲۰۱۴) روبه‌افزایش است (FAO et al., 2018). از جمله اقداماتی که برای تأمین تغذیه جمعیت در حال رشد بشر انجام می‌شود تبدیل مناطق طبیعی مانند جنگل‌ها و تالاب‌ها به زمین‌های کشاورزی است (Harris., 2021)، به‌همین جهت امروزه متداول‌ترین نوع تغییر کاربری از جنگل به شکل‌های مرتع، کشاورزی و باغ مشاهده می‌گردد (Parsapour et al., 2018; Azizi Mehr., 2020). طبق یافته‌های Winkler et al. (2021) در شش دهه گذشته (۱۹۶۰-۲۰۱۹)، حدود یک‌سوم مساحت زمین‌های جهان دست‌خوش تغییر کاربری شده‌اند. عوامل متعددی به‌طور مستقیم و غیرمستقیم بر سطوح کربن آلی خاک اثر می‌گذارند که تغییر کاربری زمین یک عامل اصلی و تأثیرگذار بر آن است (Wiesmeier et al., 2019; Ramesh et al., 2019). بدین‌صورت که تأثیر کلی تغییر کاربری و مدیریت زمین بر کربن آلی خاک هفت تا ۱۰ برابر بیشتر از تأثیر مستقیم تغییرات آب‌وهوا می‌باشد (Beillouin et al., 2023).

از دیگر عوامل تأثیرگذار بر میزان کربن آلی خاک، عمق خاک می‌باشد. با افزایش عمق خاک برخی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی آن نیز تحت تأثیر قرار می‌گیرند. به‌طوری‌که در جنگل‌های ارسباران با افزایش عمق تا لایه ۱۰۰ سانتی‌متری میزان کربن آلی

خاک ۷۹ درصد نسبت به لایه ۲۰-۰ سانتی متری کاهش یافت. به دنبال کاهش کربن آلی خاک با افزایش عمق مشخصه‌هایی هم‌چون نیتروژن کل، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربوهیدرات‌های عصاره‌گیری شده با اسید نیز کاهش یافتند (جزدائی و همکاران، ۱۴۰۱).

باتوجه به نقش کلیدی کربن آلی خاک در تغییرات جهانی آب‌وهوا و کیفیت خاک حفظ و ارتقای آن لازم و ضروری است. از سوی دیگر بشر برای تهیه مواد غذایی کافی ناگزیر به افزایش عملکرد در واحد سطح و افزایش سطوح زیر کشت از طریق تغییر کاربری زمین می‌باشد. به دلایلی مانند عوامل آب‌وهوایی افزایش عملکرد در واحد سطح با محدودیت روبه‌رو می‌باشد و به ناچار سطح زیر کشت افزایش می‌یابد. بررسی تأثیر تغییر کاربری بر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک بسیار مهم است و می‌تواند به سیاست‌گذاران و ذی‌نفعان کمک کند تا برنامه‌ریزی مناسبی برای کاربری اراضی باهدف جبران کاهش باروری خاک، حفاظت از جنگل‌ها و احیای اکوسیستم تخریب شده داشته باشند. هدف این پژوهش بررسی و مقایسه تغییرات کربن آلی خاک در دو کاربری زراعی (شالیزار و باغ چای) با کاربری جنگل و تعیین حساس‌ترین شاخص به تغییر کاربری می‌باشد.

پیشینه پژوهش

نتایج مطالعات جهانی نشان می‌دهد که تبدیل اکوسیستم‌های طبیعی به اراضی کشاورزی باعث کاهش چشمگیر ذخایر کربن آلی خاک شده است، به گونه‌ای که حدود ۱۱۶ گیگاتن کربن آلی در لایه‌ای به عمق دو متر از خاک، از دست رفته است (Lal, 2018). نتایج به‌دست‌آمده از بررسی مقدار کربن آلی خاک در طول یک دوره بیست ساله در سه منطقه زمین زراعی، جنگل و علفزار نشان داد که با تبدیل شدن جنگل و علفزار به زمین‌های زراعی میزان کربن آلی خاک در این مناطق ۲۵ درصد کاهش یافت (Zhou et al., 2019). از دیگر پیامدهای منفی تغییر کاربری از جنگل به زمین زراعی می‌توان به کاهش مواد آلی خاک، فرسایش خاک، ایجاد رواناب، کاهش فعالیت میکروبی و کاهش میزان تخلخل و نفوذپذیری خاک اشاره کرد (Singha et al., 2020). هم‌چنین گزارش شده است تغییر پوشش گیاهی ناشی از تغییر کاربری زمین سبب کاهش هدایت هیدرولیکی و هدر رفت کربن آلی خاک می‌شود (Fenetahun et al., 2021). کوچ و همکاران (۱۴۰۳)، تغییرات معنی‌دار در برخی مشخصه‌های خاک تحت تأثیر کاربری‌های مختلف را گزارش دادند. آن‌ها بیان داشتند اراضی با پوشش گیاهی چوبی با تولید مواد آلی فراوان و با کیفیت، مشخصه‌های پایداری خاک‌دانه، pH، نیتروژن، فسفر، کلسیم، پتاسیم و منیزیم خاک را بهبود بخشید در حالی که تخریب اکوسیستم‌های طبیعی و تبدیل آن به کاربری مرتعی به‌ویژه دیم‌زار با افت مشخصه‌های کمی و کیفی مواد آلی و خاک باعث کاهش جمعیت کرم‌های خاکی، کنه‌ها، پادمان‌ها، نماتدها، پروتوزوورها، قارچ‌ها، باکتری‌ها، فعالیت‌های میکروبی، آنزیمی و بیوشیمی خاک شده است. در مطالعه‌ای با تجزیه و تحلیل ۱۱۱۰ داده منتشر شده از تغییرات کربن آلی خاک، نیتروژن و فسفر کل خاک گزارش گردید، تبدیل پوشش جنگلی به اراضی زراعی موجب کاهش چشمگیر در مقادیر کربن آلی خاک (۳۳/۱ درصد) و نیتروژن کل (۲۷/۸ درصد) می‌شود، درحالی‌که تبدیل جنگل به علف‌زار با افزایش جزئی کربن آلی خاک (۵/۶ درصد) و نیتروژن کل (۱۵/۹ درصد) همراه بوده است. هم‌چنین بیان گردید تبدیل زمین زراعی به جنگل با افزایش قابل توجه کربن آلی خاک (۱۹۳ درصد) و نیتروژن کل (۱۰۲ درصد) همراه است. با تبدیل علف‌زار به جنگل تغییر در میزان کربن آلی خاک مشاهده نگردید ولی میزان نیتروژن کل (۱۷ درصد) کاهش نشان داد. هم‌چنین تبدیل جنگل به زمین زراعی و مرتع میزان فسفر کل خاک را به ترتیب ۱۰/۶ و ۱۴/۹ درصد افزایش داد. جنگل‌کاری زمین‌های زراعی و علف‌زار نیز میزان فسفر کل خاک را به ترتیب ۳۹/۷ و ۴۸/۳ درصد کاهش داد (Kim et al., 2023). تغییرات قابل توجه در خواص شیمیایی خاک در بین سه کاربری جنگل طبیعی، جنگل مصنوعی و زمین زراعی در پژوهش Hua et al. (2024) نیز مشاهده گردید. آن‌ها بیان کردند بیش‌ترین میزان نیتروژن کل، نیتروژن هیدرولیز شده قلیایی، فسفر کل و فسفر قابل‌دسترس به ترتیب در جنگل طبیعی، جنگل مصنوعی و زمین زراعی می‌باشد. علاوه بر این، میزان کربن آلی خاک در جنگل‌های طبیعی بیشتر از جنگل‌های مصنوعی و به طور قابل توجهی بیش‌تر از زمین‌های کشاورزی بود. هم‌چنین یافته‌های آن‌ها نشان داد که شیوه‌های استفاده از زمین می‌تواند به طور قابل توجهی سطوح عناصر غذایی خاک را تغییر دهد که در نتیجه آن بر زیست‌توده زنده نیز اثر گذار است.

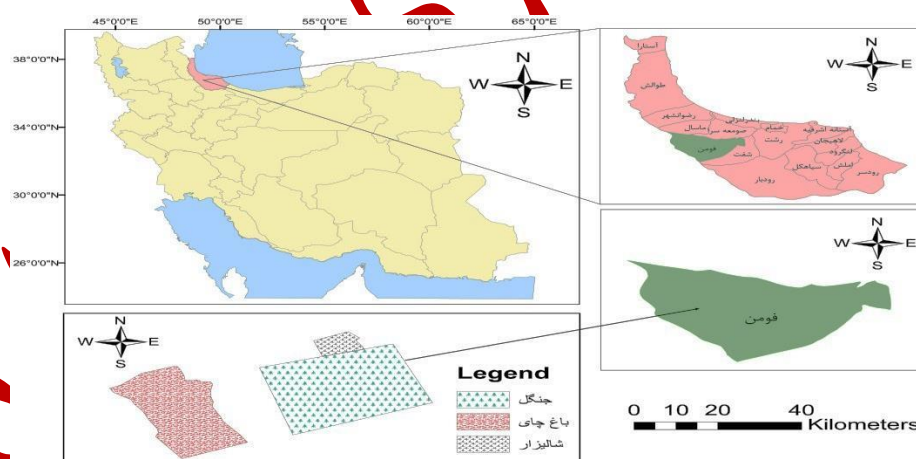
برخی نتایج نیز نشان دادند تغییر کاربری به اراضی کشاورزی می‌تواند سبب افزایش ماده آلی خاک شود. در همین راستا صادقی میانرودی و همکاران (۱۴۰۰) نشان دادند با تغییر کاربری اراضی بکر به نیشکر، ماده آلی و فسفر خاک افزایش یافت. نتایج

حاصل از پژوهش انجام شده در شمال شرقی هند نشان می‌دهد در اثر تغییر کاربری از جنگل به اراضی تحت کشت و همچنین تغییرات عمق خاک، ذخیره کربن آلی خاک تغییر یافت. میزان ذخیره کربن آلی خاک در جنگل نسبت به اراضی تحت کشت بیش تر بود، همچنین با افزایش عمق میزان ذخیره کربن آلی خاک کاهش یافت (Laskar et al., 2021).

روش‌شناسی پژوهش

منطقه مورد مطالعه

این پژوهش در شهرستان فومن واقع در استان گیلان انجام شد. عرصه مورد مطالعه در موقعیت جغرافیائی طول شرقی $51^{\circ}12'12''$ و عرض شمالی $36^{\circ}13'42''$ قرار گرفته و به نام پایگاه تحقیقاتی صنوبر و درختان سریع‌الرشد غرب استان گیلان (پیش حصار فومن) می‌باشد. کاربری‌های مورد مطالعه دیگر در این پژوهش باغ چای و شالیزار است که هر سه کاربری مورد مطالعه در یک منطقه و در مجاورت هم می‌باشند (شکل ۱). به طوری که کاربری‌های مورد مطالعه در این پژوهش از لحاظ اقلیم، توپوگرافی، بافت خاک، جهت و درجه شیب (بر اساس نقشه خاک‌ها) تقریباً مشابه یکدیگر بوده، ولی از نظر پوشش گیاهی و مدیریت زمین از یکدیگر متفاوت می‌باشند. با توجه به اطلاعات به دست آمده، تغییر کاربری از عرصه‌های ملی و گونه‌های درختان بومی به کاربری‌های باغ چای و شالیزار بیش از ۵۰ سال پیش رخ داده است. منطقه مطالعاتی جزء اراضی جلگه‌ای شمال کشور می‌باشد و از نظر توپوگرافی، بدون شیب است و به طور متوسط در ارتفاع ۱۰ متر از سطح دریا واقع شده است. براساس آمار ایستگاه‌های تبخیرسنجی واحد مطالعات شرکت آب منطقه‌ای استان گیلان این منطقه دارای میانگین رطوبت ۸۵ درصد و مقدار بارندگی متوسط سالانه $1252/12$ میلی‌متر می‌باشد. متوسط درجه حرارت سالانه $17/5$ درجه سلسیوس است که بیشینه و کمینه دمای ثبت شده به ترتیب $22/5$ و $12/5$ درجه سلسیوس گزارش شده است. تعداد روزهای بارانی ۱۰۵ روز و تعداد روزهای یخبندان ۲ الی ۳ روز می‌باشد. وسعت کل منطقه مطالعاتی بالغ بر ۲۰ هکتار می‌باشد.



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی منطقه مطالعاتی استان گیلان، ایران

روش نمونه‌برداری و تجزیه آزمایشگاهی خاک

به منظور بررسی تأثیر تغییر کاربری و عمق بر مقدار کربن آلی و برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، در هر کاربری سه تکرار در نظر گرفته شد. در هر تکرار با حفر پروفیل از عمق‌های ۰-۲۰، ۲۰-۴۰، ۴۰-۶۰ و ۶۰-۸۰ سانتی‌متری به طور جداگانه نمونه‌برداری انجام گردید. سپس با مخلوط کردن نمونه‌های خاک برداشته شده از عمق‌های یکسان پروفیل‌ها، یک نمونه مرکب خاک برای آن عمق تهیه گردید. با در نظر گرفتن سه کاربری و پنج عمق و اعمال سه تکرار در مجموع ۴۵ نمونه مرکب جامعه آماری این

مطالعه را تشکیل داد. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه منتقل گردیده و بعد از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلی‌متر، به‌منظور اندازه‌گیری‌های مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده شدند.

در نمونه‌های خاک بافت به روش هیدرومتر (Gee & Bauder, 1986)، وزن مخصوص ظاهری خاک به روش استوانه (Blake & Hartge, 1986)، تخلخل (Danielson & Sutherland, 1986)، درصد رس قابل‌انتشار (Burt, 2004)، هدایت هیدرولیکی اشباع خاک به روش بار ثابت (Klute & Dirksen, 1986)، پایداری خاک‌دانه‌ها به روش الک تر (Angers et al., 2008)، میزان رطوبت در نقطه ظرفیت مزرعه، نقطه پژمردگی دائم به روش وزنی و محاسبه آب قابل‌دسترس (Klute, 1986)، درصد کربن آلی خاک (Walkley & Black, 1934)، نیتروژن کل (Bremner & Mulvaney, 1982)، فسفر قابل‌جذب به روش بری-۱ (Bray & Kurtz, 1945) با توجه به pH اسیدی خاک، پتاسیم قابل‌جذب (Helmke & Sparks, 1996)، واکنش خاک (pH) در گل اشباع و هدایت الکتریکی خاک (EC) در عصاره اشباع خاک (Carter & Gregorich, 2008)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش آمونیوم استات (Chapman, 1965)، کربنات کلسیم معادل (Goh et al., 1993) و کربوهیدرات‌های قابل عصاره‌گیری توسط اسیدسولفوریک رقیق و آب داغ ۸۵ درجه سلسیوس (Adesodun et al., 2001)، اندازه‌گیری شد. در نهایت ذخیره کربن آلی خاک بر حسب کیلوگرم بر هکتار برای هر عمق از رابطه ۱ برآورد گردید.

$$SOC\ Stock = OC\ (g.kg^{-1}) \times Depth\ (cm) \times BD\ (g.cm^{-3}) \times 100 \quad \text{رابطه ۱}$$

در رابطه ۱، OC، Depth و BD به ترتیب کربن آلی خاک، عمق خاک و وزن مخصوص ظاهری خاک هستند. به‌منظور تعیین میزان کل ذخیره کربن آلی خاک تا عمق یک‌متری، ذخیره کربن آلی به‌دست‌آمده در لایه‌های مختلف خاک با هم جمع شدند (Zhang et al., 2021).

شاخص حساسیت برای مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری‌شده در ارتباط با تغییر کاربری از جنگل طبیعی به باغ چای و شالیزار با استفاده از رابطه ۲ محاسبه شد (Mgango et al., 2016).

$$SI = \left[\frac{QI_N - QI_A}{QI_A} \right] \times 100 \quad \text{رابطه ۲}$$

در رابطه ۲، SI: درصد شاخص حساسیت، QI_N : مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری‌شده در اراضی جنگلی، QI_A : مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری‌شده در اراضی تغییر کاربری یافته هستند. این شاخص برای بررسی تأثیر تغییر کاربری زمین بر کیفیت خاک استفاده می‌شود. هر چه مقدار SI بیش‌تر باشد، نشان‌دهنده تغییر بیش‌تر ویژگی‌های خاک در نتیجه تغییر کاربری زمین است.

تجزیه آماری داده‌ها

داده‌های به‌دست‌آمده از این مطالعه به کمک نرم‌افزار آماری SAS 9.4 به‌صورت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. به‌منظور بررسی سطوح معنی‌داری یا عدم معنی‌داری مقادیر مشخصه‌های اندازه‌گیری‌شده فیزیکی و شیمیایی خاک در ارتباط با کاربری و عمق مورد مطالعه از تجزیه واریانس دوطرفه استفاده و جداول تجزیه واریانس تشکیل شد. هم‌چنین برای مقایسه میانگین‌های مشخصه‌ها آزمون چند دامنه‌ای دانکن (سطح آماری ۱ و ۵ درصد) به کار گرفته شد. رسم نمودارها نیز به کمک نرم‌افزار Excel صورت پذیرفت.

یافته‌های پژوهش

مشخصه‌های فیزیکی خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که تأثیر عمق، نوع کاربری و اثر متقابل آن‌ها بر صفات اندازه‌گیری شده در سطح احتمال یک درصد ($P \leq 0.01$) معنی‌دار است.

مقایسه میانگین‌های تأثیر عمق‌های مختلف خاک بر مقدار رطوبت ظرفیت زراعی، رطوبت نقطه پژمردگی و آب قابل استفاده نشان می‌دهد با افزایش عمق خاک میزان هر سه مشخصه کاهش یافت. به‌طوری‌که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری خاک میزان این مشخصه‌ها به ترتیب ۱۹/۱۷، ۱۷/۴۴ و ۲۱/۲۹ درصد نسبت به عمق ۰-۲۰ سانتی‌متر خاک کاهش نشان دادند (جدول ۲). مقایسه میانگین‌های تأثیر کاربری‌های مختلف بر مقدار رطوبت ظرفیت زراعی، رطوبت نقطه پژمردگی و آب قابل استفاده در عمق‌های مختلف خاک نشان می‌دهد در عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری باغ چای بیش‌ترین درصد رطوبت مزرعه (۲۷/۷ درصد) و در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متر کاربری شالیزار کم‌ترین درصد رطوبت مزرعه (۱۸/۶۳ درصد) وجود دارد. برای مشخصه رطوبت نقطه پژمردگی حداکثر میانگین در عمق ۰-۲۰ کاربری جنگل طبیعی (۱۴/۹۶ درصد) و حداقل آن در عمق ۸۰-۱۰۰ کاربری شالیزار (۱۰/۹۸ درصد) به دست آمد. در عمق ۰-۲۰ کاربری باغ چای (۱۴/۳۸ درصد) و ۸۰-۶۰ کاربری جنگل طبیعی (۶/۶ درصد) به ترتیب بیش‌ترین و کم‌ترین میزان آب قابل استفاده اندازه‌گیری شد (جدول ۱). مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر میزان شن، سیلت و رس خاک نشان داد، بیش‌ترین مقدار شن در عمق ۲۰-۴۰ کاربری شالیزار (۳۶ درصد) و کم‌ترین آن در عمق ۸۰-۶۰ کاربری جنگل طبیعی (۲۹/۷۵ درصد) قرار دارد. در عمق ۰-۲۰ کاربری باغ چای بیش‌ترین مقدار سیلت (۵۱/۶۷ درصد) و در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متر جنگل طبیعی کم‌ترین مقدار آن (۴۴/۱۷ درصد) به دست آمد. بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار رس به ترتیب در کاربری جنگل طبیعی در عمق ۸۰-۱۰۰ (۲۵/۸۳ درصد) و عمق ۰-۲۰ کاربری شالیزار (۱۶ درصد) اندازه‌گیری شد (جدول ۱).

اثر اصلی عمق نشان می‌دهد وزن مخصوص ظاهری در سطح کم‌تر از عمق است. به‌طوری‌که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری خاک وزن مخصوص ظاهری ۵۲/۲ درصد نسبت به عمق ۰-۲۰ افزایش نشان داد. (جدول ۲). در عمق ۰-۱۰۰ سانتی‌متری، در کاربری‌های شالیزار و باغ چای میانگین وزن مخصوص ظاهری به ترتیب با مقادیر ۲/۰۲ و ۱/۴۸ گرم بر سانتی‌مکعب بیش‌ترین و کم‌ترین بودند (شکل ۲). مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل نوع کاربری و عمق خاک نشان داد در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری کاربری شالیزار بیش‌ترین (۲/۳۴ گرم بر سانتی‌متر مکعب) و در عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری کاربری باغ چای (۱/۲۱ گرم بر سانتی‌متر مکعب) کم‌ترین مقدار وزن مخصوص ظاهری اندازه‌گیری شد (جدول ۱). اثر اصلی عمق خاک نشان داد، افزایش عمق موجب کاهش ۸۱/۹۷ درصدی میانگین وزنی قطر خاک‌دانه نسبت به عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری گردید (جدول ۲). بیش‌ترین میانگین این مشخصه در کاربری باغ چای (۰/۹۳ میلی‌متر) و کم‌ترین آن در کاربری شالیزار (۰/۵۶ میلی‌متر) اندازه‌گیری شد (شکل ۳). مقایسه اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک نشان داد که کاربری باغ چای در عمق ۰-۲۰ سانتی‌متر و کاربری شالیزار در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری به ترتیب با میانگین‌های ۲/۱۴ و ۰/۲۲ میلی‌متر دارای بیش‌ترین و کم‌ترین MWD هستند. (جدول ۲). بررسی اثر اصلی عمق خاک بر مقدار هدایت هیدرولیکی اشباع خاک نشان می‌دهد با افزایش عمق خاک میانگین این مشخصه کاهش یافت. به‌طوری‌که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری ۸۰ درصد نسبت به عمق ۰-۲۰ کاهش داشت (جدول ۲). مقایسه میانگین‌های اثر متقابل نوع کاربری و عمق بر هدایت هیدرولیکی اشباع خاک نشان داد بیش‌ترین مقدار این مشخصه به ترتیب با میانگین ۰/۰۱۷ سانتی‌متر بر دقیقه در عمق ۰-۲۰ کاربری باغ چای و کم‌ترین آن با میانگین ۰/۰۰۰۴ سانتی‌متر بر دقیقه در عمق ۸۰-۱۰۰ کاربری شالیزار اندازه‌گیری شد (جدول ۱). مقدار رس قابل انتشار، به میزان ۴۳/۳۶ درصد در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متر نسبت به عمق ۲۰-۴۰ سانتی‌متر بیش‌تر بود (جدول ۲). اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر درصد رس قابل انتشار نشان داد با افزایش عمق این مشخصه در کاربری‌های جنگل طبیعی و باغ چای افزایش و در کاربری شالیزار کاهش یافت. بیش‌ترین مقدار رس قابل انتشار در عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری خاک و در کاربری شالیزار با میانگین ۴۷/۴۷ درصد و کم‌ترین مقدار آن در عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری کاربری باغ چای با میانگین ۷/۵۷ درصد اندازه‌گیری شد (جدول ۱). افزایش عمق با کاهش میزان تخلخل خاک همراه بود، به‌طوری‌که این مشخصه در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متری خاک، ۳۹/۲۹ درصد

نسبت به عمق ۲۰-۰ کاهش نشان داد (جدول ۲). طبق داده‌های موجود در جدول ۱، بیش‌ترین میزان تخلخل خاک در عمق ۲۰-۰ باغ چای با میانگین ۵۱/۵۰ درصد و کم‌ترین میانگین آن نیز در عمق ۸۰-۱۰۰ کاربری شالیزار (۲۰/۱۹ درصد) اندازه‌گیری شد (جدول ۱).

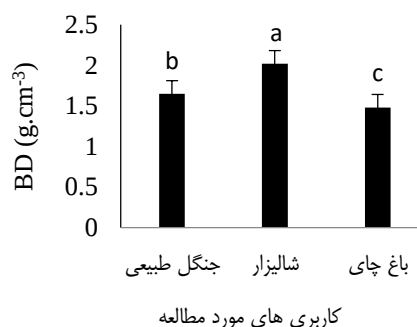
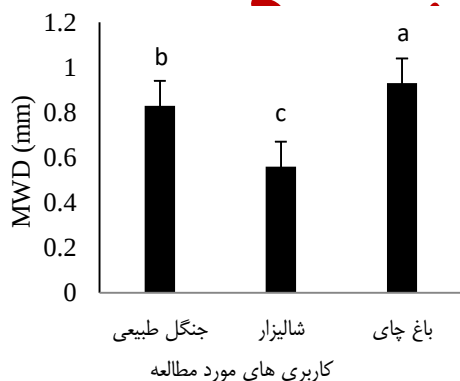
جدول ۱. مقایسه میانگین‌های (میانگین $\pm$ انحراف معیار) اثرات متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر ویژگی‌های فیزیکی خاک

کاربری	عمق cm	بافت خاک	Sand	Silt %	Clay
جنگل طبیعی	۲۰-۰	loam	۳۲/۰ $\pm$ ۶۷/۷۶bcde	۴۹/۰ $\pm$ ۱۷/۷۶abc	۱۸/۰ $\pm$ ۱۷/۷۶g
	۴۰-۲۰	loam	۳۳/۲ $\pm$ ۳۳/۵۷abcd	۴۶/۲ $\pm$ ۶۷/۴۷cdef	۲۰/۰ $\pm$ ۰/۵f
	۶۰-۴۰	loam	۳۰/۱ $\pm$ ۰/۰e	۴۸/۰ $\pm$ ۰/۵bcd	۲۲/۰ $\pm$ ۰/۵cd
	۸۰-۶۰	loam	۲۹/۱ $\pm$ ۷۵/۳e	۴۶/۱ $\pm$ ۱۷/۲۵def	۲۴/۰ $\pm$ ۰۸/۵۲b
	۱۰۰-۸۰	loam	۳۰/۱ $\pm$ ۰/۰e	۴۴/۰ $\pm$ ۱۷/۷۶f	۲۵/۰ $\pm$ ۰۸۳/۲۹a
شالیزار	۲۰-۰	loam	۳۴/۰ $\pm$ ۵۰/۰۰ab	۴۹/۰ $\pm$ ۵۰/۵ab	۱۶/۰ $\pm$ ۰/۵h
	۴۰-۲۰	loam	۳۶/۰ $\pm$ ۰/۰۵a	۴۷/۰ $\pm$ ۵۰/۵bcde	۱۶/۰ $\pm$ ۵۰/۵h
	۶۰-۴۰	loam	۳۵/۱ $\pm$ ۹۲/۰۱a	۴۵/۰ $\pm$ ۸۳/۷۶def	۱۸/۰ $\pm$ ۲۵/۲۵g
	۸۰-۶۰	loam	۳۳/۱ $\pm$ ۶۷/۲۵abc	۴۵/۰ $\pm$ ۸۳/۷۶def	۲۰/۰ $\pm$ ۵۰/۵ef
	۱۰۰-۸۰	loam	۳۲/۱ $\pm$ ۰/۰۸bcde	۴۵/۱ $\pm$ ۱۷/۰۴ef	۲۲/۰ $\pm$ ۰۸۳/۷۶c
باغ چای	۲۰-۰	silt loam	۲۹/۰ $\pm$ ۸۳/۲۹e	۵۱/۰ $\pm$ ۶۷/۷۶a	۱۸/۰ $\pm$ ۵۰/۵g
	۴۰-۲۰	loam	۳۱/۰ $\pm$ ۲۵/۹cde	۴۸/۱ $\pm$ ۵۰/۱۴bcd	۲۰/۰ $\pm$ ۲۵/۲۵f
	۶۰-۴۰	loam	۳۱/۱ $\pm$ ۳۲/۴۴cde	۴۷/۱ $\pm$ ۱۷/۰۴bcde	۲۱/۰ $\pm$ ۵۰/۵de
	۸۰-۶۰	loam	۳۰/۰ $\pm$ ۳۳/۲۹de	۴۷/۰ $\pm$ ۰/۵bcde	۲۲/۰ $\pm$ ۶۷/۲۹c
	۱۰۰-۸۰	loam	۳۱/۰ $\pm$ ۲۵/۹bcde	۴۴/۱ $\pm$ ۹۲/۱۸ef	۲۲/۰ $\pm$ ۰۸۳/۲۹c
ادامه جدول ۲					
کاربری	عمق cm	FC	PWP %	AW	BD g.cm ⁻³
جنگل طبیعی	۲۰-۰	۲۴/۰ $\pm$ ۵۶/۹۸abc	۱۴/۰ $\pm$ ۹۶/۲۹a	۹/۰ $\pm$ ۰/۹۸cde	۱/۰ $\pm$ ۳۳/۰۴jk
	۴۰-۲۰	۲۱/۱ $\pm$ ۶۶/۳۱def	۱۴/۰ $\pm$ ۲۵/۶۹ab	۷/۱ $\pm$ ۴۱/۷۷ef	۱/۰ $\pm$ ۴۹/۰۵i
	۶۰-۴۰	۲۰/۱ $\pm$ ۷۷/۲۳efg	۱۳/۰ $\pm$ ۸۸/۲۴abc	۶/۱ $\pm$ ۸۹/۴۶cde	۱/۰ $\pm$ ۶۳/۰۴gh
	۸۰-۶۰	۱۹/۰ $\pm$ ۹۹/۸efg	۱۳/۰ $\pm$ ۳۹/۴۹bcd	۶/۰ $\pm$ ۰/۴۲f	۱/۰ $\pm$ ۸۱/۰۲ef
	۱۰۰-۸۰	۱۹/۰ $\pm$ ۲۲/۷۲g	۱۱/۰ $\pm$ ۶۶/۳۴ef	۷/۰ $\pm$ ۵۶/۷۹ef	۱/۰ $\pm$ ۹۹/۰۱cd
شالیزار	۲۰-۰	۲۲/۰ $\pm$ ۲۲/۷۴de	۱۲/۱ $\pm$ ۶۶/۰cde	۹/۱ $\pm$ ۵۵/۳۶cdef	۱/۰ $\pm$ ۷۲/۰۹fg
	۴۰-۲۰	۲۱/۰ $\pm$ ۶۱/۶۴def	۱۲/۱ $\pm$ ۴۵/۰cdef	۹/۱ $\pm$ ۱۶/۵۳def	۱/۰ $\pm$ ۸۹/۰۶de
	۶۰-۴۰	۲۰/۰ $\pm$ ۷۹/۲۶efg	۱۱/۰ $\pm$ ۷۶/۵۸ef	۹/۰ $\pm$ ۰/۲۸۳def	۲/۰ $\pm$ ۰۲/۰۴bc
	۸۰-۶۰	۱۹/۱ $\pm$ ۴/۰۶fg	۱۱/۰ $\pm$ ۳۰/۴۲ef	۸/۱ $\pm$ ۰/۳۸ef	۲/۰ $\pm$ ۱۵/۰۵b
	۱۰۰-۸۰	۱۸/۱ $\pm$ ۶۳/۰۲g	۱۰/۱ $\pm$ ۹۸/۱۶f	۷/۱ $\pm$ ۶۵/۲۵ef	۲/۰ $\pm$ ۳۴/۰۶a
باغ چای	۲۰-۰	۲۷/۱ $\pm$ ۷/۷۱a	۱۳/۰ $\pm$ ۳۲/۳۱bcd	۱۴/۱ $\pm$ ۳۸/۸۱a	۱/۰ $\pm$ ۲۱/۰۳k
	۴۰-۲۰	۲۵/۰ $\pm$ ۷۷/۶۸ab	۱۲/۰ $\pm$ ۳۳/۲۵def	۱۳/۰ $\pm$ ۴۴/۹۰ab	۱/۰ $\pm$ ۲۶/۰۵k
	۶۰-۴۰	۲۳/۰ $\pm$ ۸۳/۷۳bcd	۱۱/۰ $\pm$ ۷۲/۲ef	۱۲/۰ $\pm$ ۱۱/۵۳abc	۱/۰ $\pm$ ۳۸/۰۳ij
	۸۰-۶۰	۲۳/۰ $\pm$ ۵۱/۵۲bcd	۱۱/۰ $\pm$ ۳۰/۳۸ef	۱۲/۰ $\pm$ ۲۱/۸۳abc	۱/۰ $\pm$ ۶/۰۷h
	۱۰۰-۸۰	۲۲/۰ $\pm$ ۳۴/۶۸cde	۱۱/۰ $\pm$ ۱۴/۳۱ef	۱۱/۰ $\pm$ ۲/۴۹bcd	۱/۰ $\pm$ ۹۳/۰۵cde
ادامه جدول ۱					

کاربری	عمق	K _s	MWD	DC	n
	cm	cm.min ⁻¹	mm	%	
جنگل طبیعی	۲۰-۰	۰/۰±۰۰۱/۰۰۰۸c	۱/۰±۹۹/۲a	۱۲/۱±۸۴/۰۱e	۴۷/۰±۷۰/۹۶b
	۴۰-۲۰	۰/۰±۰۰۸/۰۰۰۱d	۰/۰±۸۱/۱۵cd	۱۹/۰±۶۳/۶۶d	۴۰/۱±۴۸/۰۳cd
	۶۰-۴۰	۰/۰±۰۰۵/۰۰۰۶e	۰/۰±۴۹/۰۲e	۲۸/۱±۴۰/۵c	۳۵/۰±۳۲/۹۷ef
	۸۰-۶۰	۰/۰±۰۰۳/۰۰۰۲fg	۰/۰±۴۵/۰۰۶ef	۳۸/۱±۹۹/۰۸b	۳۳/۰±۳۴/۷۶f
	۱۰۰-۸۰	۰/۰±۰۰۲/۰۰۰۱gh	۰/۰±۴۲/۰۲ef	۴۸/۰±۱۹/۴a	۲۹/۱±۲۲/۴۳g
شالیزار	۲۰-۰	۰/۰±۰۰۱/۰۰۰۱gh	۱/۰±۰۲/۰۴b	۴۷/۰±۴۷/۵۹a	۴۰/۱±۲۹/۲۸cd
	۴۰-۲۰	۰/۰±۰۰۱/۰۰۰۲h	۰/۰±۷۲/۰۳d	۳۸/۱±۲۵/۷۳b	۳۷/۱±۷۷/۰۳de
	۶۰-۴۰	۰/۰±۰۰۶/۰۰۰۵h	۰/۰±۵۱/۰۳efg	۳۰/۰±۶۹/۵c	۲۹/۱±۴۳/۲۸g
	۸۰-۶۰	۰/۰±۰۰۵/۰۰۰۰۷h	۰/۰±۳۵/۰۸fg	۲۸/۱±۵۵/۹۳c	۲۵/۰±۹۷/۷۱h
	۱۰۰-۸۰	۰/۰±۰۰۴/۰۰۰۰۳h	۰/۰±۲۲/۰۲g	۱۹/۱±۶۲/۲۳d	۲۰/۰±۱۹/۵i
باغ چای	۲۰-۰	۰/۰±۰۰۱/۰۰۰۱a	۲/۰±۱۴/۰۶a	۷/۰±۵۷/۳۸f	۵۱/۲±۵۰/۳a
	۴۰-۲۰	۰/۰±۰۰۱۴/۰۰۰۲b	۰/۰±۹۶/۰۸bc	۹/۰±۰۱/۷۱f	۴۷/۱±۵۰/۱۸b
	۶۰-۴۰	۰/۰±۰۰۱/۰۰۰۱c	۰/۰±۷۶/۱d	۱۲/۰±۳۲/۳e	۴۱/۱±۸۳/۷۳c
	۸۰-۶۰	۰/۰±۰۰۶/۰۰۰۰۷e	۰/۰±۵۱/۰۳e	۱۸/۰±۱۱/۶d	۳۸/۱±۸۴/۹۷cd
	۱۰۰-۸۰	۰/۰±۰۰۴/۰۰۰۰۲ef	۰/۰±۳/۰۱fg	۲۸/۰±۳۳/۷c	۳۵/۲±۲۷/۰۹ef

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد ندارند.

FC (رطوبت ظرفیت زراعی مزرعه)، PWP (رطوبت نقطه پژمردگی)، AW (آب قابل استفاده)، Sand (شن)، Silt (سیلت)، Clay (رس)، MWD (میانگین وزنی قطر خاک‌دانه)، K_s (هدایت هیدرولیکی اشباع)، BD (وزن مخصوص ظاهری)، DC (رس قابل انتشار)، n (تخلخل).



شکل ۲. مقادیر جرم مخصوص ظاهری خاک در کاربری‌های مورد مطالعه
شکل ۳. مقادیر میانگین وزنی قطر خاک‌دانه در کاربری‌های مورد مطالعه
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد می‌باشد.

جدول ۲. مقایسه میانگین‌های ویژگی‌های فیزیکی خاک در عمق‌های مختلف

عمق	Sand	Silt	Clay	n	DC	FC	PWP	AW	K _s	BD	MWD
cm				%					cm.min ⁻¹	g.cm ⁻³	mm
۲۰-۰	۳۲/۳۳ab	۵۰/۱۱a	۱۷/۵۶e	۴۶/۵a	۲۲/۶۳cd	۲۴/۸۲a	۱۳/۶۴a	۱۱/۱۸a	۰/۰۱a	۱/۴۲e	۱/۷۲a
۴۰-۲۰	۳۳/۵۳a	۴۷/۵۶b	۱۸/۹۲d	۴۱/۹۲b	۲۲/۳d	۲۳/۰۱b	۱۳/۰۱ab	۱۰/۰ab	۰/۰۰۷b	۱/۵۴d	۰/۸۳b
۶۰-۴۰	۳۲/۴۲ab	۴۷/۰b	۲۰/۵۸c	۳۵/۵۳c	۲۳/۸۱c	۲۱/۷۹bc	۱۲/۴۵bc	۹/۳۴b	۰/۰۰۶c	۱/۶۸c	۰/۵۹c

۰/۴۴d	۱/۸۵b	۰/۰۰۳d	۸/۹۷b	۱۲/۰cd	۲۰/۹۷cd	۲۸/۵۵b	۳۲/۷۱d	۲۲/۴۲b	۴۶/۳۳b	۳۱/۲۵b	۸۰-۶۰
۰/۳۱e	۲/۰۹a	۰/۰۰۲d	۸/۸۰b	۱۱/۲۶d	۲۰/۰۶d	۳۱/۹۸a	۲۸/۲۳e	۲۳/۸۳a	۴۴/۷۵c	۳۱/۴۲b	۱۰۰-۸۰

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد ندارند.

داده‌های به‌دست‌آمده از بررسی تغییر شاخص حساسیت ناشی از تغییر کاربری جنگل طبیعی به کاربری‌های باغ چای و شالیزار نشان می‌دهد که در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری، شاخص میانگین وزنی قطرخاک‌دانه در اثر تغییر کاربری از جنگل طبیعی به کاربری باغ چای به میزان ۷/۰۱ درصد افزایش یافت. به عبارت دیگر کاربری باغ چای توانسته است با بهبود این مشخصه به پایداری خاک‌دانه کمک کند. در مقابل در اثر تغییر کاربری از جنگل طبیعی به کاربری شالیزار میانگین وزنی قطرخاک‌دانه ۹۵/۱ درصد کاهش یافت. این بدین معنی است که کاربری شالیزار باعث کاهش پایداری خاک‌دانه و این ویژگی شده است (جدول ۳). همچنین براساس نتایج جدول ۳، حساس‌ترین مشخصه به تغییر کاربری از جنگل طبیعی به کاربری‌های باغ چای و شالیزار هدایت هیدرولیکی اشباع خاک می‌باشد. این مشخصه در اثر تغییر کاربری از جنگل طبیعی به کاربری شالیزار در عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری خاک ۱۰ برابر کاهش نشان داد. از دیگر نکات قابل توجه در جدول ۳، کاهش میزان رس در اثر تغییر کاربری از جنگل طبیعی به شالیزار در هر پنج عمق مورد مطالعه بود. فرسایش و شستشوی رس در اثر کشت کار می‌تواند دلیل این کاهش باشد.

جدول ۳. شاخص حساسیت (درصد تغییرات) ویژگی‌های فیزیکی اندازه‌گیری شده بر اثر تغییر کاربری در عمق‌های مختلف

ویژگی	کاربری جنگل طبیعی نسبت به باغ چای					کاربری جنگل طبیعی نسبت به شالیزار					کاربری باغ چای نسبت به شالیزار				
	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰
	cm														
Sand	+۹/۵۲	+۶/۶۶	-۴/۲۵	-۱/۹۱	-۶/۶۸	-۵/۳۰	-۷/۴۲	-۱۶/۵	-۱۱/۶	-۶/۲۵	-۱۳/۵	-۱۳/۲	-۱۲/۸	-۹/۹۲	+۰/۷۸
Silt	-۴/۴۸	-۳/۷۷	+۱/۷۶	-۱/۷۷	-۱/۶۷	-۱/۷۵	+۴/۷۳	+۰/۷۴	+۲/۲۱	+۴/۳۸	+۲/۱۱	+۲/۹۲	+۲/۵۵	+۰/۵۵	-۰/۵۵
Clay	-۱/۷۸	-۱/۲۳	+۲/۳۳	+۶/۲۲	+۱۳/۱۴	+۱۳/۶	+۲۱/۸	+۲۰/۵	+۱۷/۵	+۱۳/۱۴	+۱۵/۶	+۲۲/۷	+۱۷/۸	+۱۰/۶	۰/۰
FC	-۱۱/۳	-۱۵/۹	-۱۲/۸	-۱۵/۰	-۱۴/۰	+۱۰/۵	+۰/۲۳	-۰/۱	+۳/۰۴	+۳/۱۷	+۲۴/۷	+۱۹/۲	+۱۴/۶	+۲۱/۲	+۱۹/۹
PWP	+۱۲/۳	+۱۵/۶	+۱۸/۴	+۱۸/۶	+۴/۶۷	+۱۸/۱	+۱۴/۵	+۱۸/۰	+۱۸/۵	+۶/۱۹	-۵/۱۳	-۰/۹۶	-۰/۳۴	-۰/۰۹	+۱/۴۶
AW	-۳۳/۲	-۳۴/۹	-۴۳/۱	-۴۵/۹	-۳۲/۵	+۰/۵۲	-۱۶/۲	-۲۳/۶	-۱۸/۴	-۱/۲	+۵۰/۶	+۴۶/۷	+۳۴/۳	+۵۰/۹	+۴۶/۴
BD	+۹/۹۲	+۱۸/۲	+۱۸/۱	+۱۳/۱	+۳/۱۱	-۳۲/۷	-۲۰/۷	-۱۹/۳	-۱۵/۸	-۱۴/۹	-۲۹/۶	-۳۳/۰	-۳۱/۷	-۲۵/۶	-۱۷/۵
K _s	-۳۵/۳	-۴۲/۹	-۵۴/۵	-۵۰/۰	-۵۰/۰	+۷۰۰	+۷۱۱	+۵۰۰	+۴۰۰	+۱۶۰۰	+۱۳۰۰	+۱۷۳۳	+۱۱۰۰	+۹۰۰	+۹۰۰
MWD	-۷/۰۱	-۱۵/۶	-۳۵/۵	-۱۱/۸	+۴۰/۰	+۹۵/۱	+۱۲/۵	-۳/۹	+۲۸/۶	+۹۰/۹	+۱۰۹	+۳۳/۳	+۴۹/۰	+۴۵/۷	+۳۶/۴
DC	+۶۹/۹	+۱۱۷	+۱۳۰	+۱۱۵	+۷۰/۳	-۷۲/۹	-۴۸/۷	-۷/۵	+۳۶/۶	+۱۴۵	-۸۴/۱	-۷۶/۴	-۵۹/۹	-۳۶/۶	+۴۳/۹
n	-۷/۳۸	-۱۴/۸	-۱۵/۵	-۱۴/۲	-۱۷/۱	+۱۸/۴	+۷/۱۸	+۲۰/۰	+۲۸/۴	+۲۲/۷	+۲۵/۸	+۴۲/۱	+۴۹/۶	+۷۴/۷	+۷۴/۷

ویژگی‌های شیمیایی خاک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان می‌دهد که تأثیر عمق، نوع کاربری و اثر متقابل آن‌ها بر صفات اندازه‌گیری‌شده در سطح احتمال یک درصد ($P \leq 0.01$) معنی‌دار است.

با افزایش عمق خاک، مقدار کربن آلی، نیتروژن کل و فسفر قابل جذب به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. به‌طوری‌که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی‌متر، کربن آلی نسبت به عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری ۸۴/۶۴ درصد کاهش داشت. نیتروژن کل و فسفر قابل جذب نیز در همین بازه عمقی به ترتیب ۸۶/۳۳ و ۲۷/۷۱ درصد کاهش نشان دادند (جدول ۴). در بین کاربری‌ها، باغ چای بیش‌ترین میانگین کربن آلی (۲۰/۷۳ گرم بر کیلوگرم) و کاربری شالیزار کم‌ترین مقدار این ویژگی (۱۲/۱۱ گرم بر کیلوگرم) را نشان داد (شکل ۴). اثر متقابل نوع کاربری و عمق نشان داد، بیش‌ترین کربن آلی در لایه سطحی باغ چای (۳۴/۷۳ گرم بر کیلوگرم) و کم‌ترین آن در عمق ۸۰-۱۰۰

سانتی متری هر سه کاربری مشاهده شد. نیتروژن کل نیز همین الگو را دنبال کرد (جدول ۴). اثر متقابل نوع کاربری و عمق نشان داد بیشترین مقدار فسفر قابل جذب (۶۰/۲۷ میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۰-۲۰ سانتی متری باغ چای و کمترین آن (۷/۶۶ میلی گرم بر کیلوگرم) در عمق ۶۰-۸۰ سانتی متری شالیزار اندازه گیری شد (جدول ۴). پتاسیم قابل جذب روند یکنواختی با عمق نداشت، ولی بیشترین مقدار آن در لایه سطحی (۰-۲۰ سانتی متر) با میانگین ۲۳۶/۶۳ میلی گرم بر کیلوگرم به دست آمد (جدول ۵). بر اساس جدول ۴، بیشترین و کمترین پتاسیم قابل جذب به ترتیب در لایه ۰-۲۰ باغ چای (۴۱۸/۵۰) و شالیزار (۷۳/۸۷ میلی گرم بر کیلوگرم) اندازه گیری شد.

افزایش عمق خاک منجر به کاهش معنی دار در شاخص های شیمیایی از جمله pH، هدایت الکتریکی (EC)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، کربوهیدرات های قابل عصاره گیری، و تغییرات نسبی در کربنات کلسیم معادل شد. اثر اصلی عمق بر pH خاک نشان داد مقدار این مشخصه از سطح به عمق خاک کاهش یافت به طوری که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی متر ۶/۹۵ درصد نسبت به لایه سطحی کاهش نشان داد (جدول ۵). اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر pH خاک نشان داد در عمق ۰-۲۰ سانتی متری کاربری شالیزار بیشترین (۷/۰۴) و در عمق ۸۰-۱۰۰ کاربری باغ چای کمترین (۴/۱۶) میزان pH خاک اندازه گیری گردید (جدول ۴). هدایت الکتریکی خاک نیز روند کاهشی با عمق نشان داد، به طوری که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی متر، مقدار EC در مقایسه با عمق سطحی ۳۵/۶۳ درصد کمتر بود (جدول ۵). در اثر متقابل کاربری و عمق، بیشترین مقدار EC در عمق ۰-۲۰ سانتی متری شالیزار (۱/۵۰ دسی زیمنس بر متر) و کمترین در عمق ۶۰-۸۰ سانتی متر جنگل طبیعی (۰/۲۳ دسی زیمنس بر متر) به دست آمد (جدول ۴). ظرفیت تبادل کاتیونی نیز با افزایش عمق کاهش یافت، به طوری که در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی متری ۴۶/۶۰ درصد نسبت به عمق ۰-۲۰ کمتر بود (جدول ۵). در کاربری های باغ چای و شالیزار به ترتیب بیشترین (۲۱/۱۱ میلی اکی والان در ۱۰۰ گرم خاک) و کمترین (۱۴/۱۱ میلی اکی والان در ۱۰۰ گرم خاک) میزان CEC خاک اندازه گیری شد (شکل ۵). اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک بر CEC خاک نشان داد که بیشترین مقدار این مشخصه در کاربری باغ چای با میانگین ۲۹/۷۷ میلی اکی والان در ۱۰۰ گرم خاک در عمق ۰-۲۰ سانتی متری و کمترین مقدار آن نیز با میانگین ۱۰/۸۴ میلی اکی والان در ۱۰۰ گرم خاک در عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی متر کاربری شالیزار اندازه گیری شد (جدول ۴).

بررسی تأثیر عمق خاک نشان داد مقدار کربوهیدرات های قابل عصاره گیری (با اسید و آب داغ) تا عمق ۶۰-۴۰ سانتی متری کاهش و سپس افزایش یافت. بیشترین مقدار این مشخصه ها در عمق ۰-۲۰ سانتی متر اندازه گیری شد (جدول ۵). اثر متقابل نوع کاربری و عمق خاک نشان داد بیشترین مقدار عصاره گیری اسیدی در عمق سطحی باغ چای و جنگل طبیعی (۰/۲۱ گرم بر کیلوگرم) و برای آب داغ در عمق سطحی جنگل (۰/۰۹ گرم بر کیلوگرم) حاصل شده است. کمترین مقدار نیز در کاربری شالیزار و در عمق ۸۰-۶۰ سانتی متر (۰/۰۲۷ گرم بر کیلوگرم) اندازه گیری شد (جدول ۴). با افزایش عمق میزان کربنات کلسیم معادل خاک تا عمق ۶۰-۴۰ کاهش و سپس افزایش یافت. بیشترین و کمترین میزان این مشخصه به ترتیب در عمق های ۰-۲۰ و ۴۰-۶۰ سانتی متر اندازه گیری شد (جدول ۵). طبق داده های به دست آمده از جدول ۴، بیشترین میزان کربنات کلسیم معادل خاک در عمق ۰-۲۰ سانتی متر کاربری شالیزار اندازه گیری شد. کمترین میزان این مشخصه نیز عمق ۸۰-۱۰۰ سانتی متری کاربری باغ چای به دست آمد (جدول ۴).

جدول ۴- مقایسه میانگین های (میانگین $\pm$ انحراف معیار) اثرات متقابل کاربری و عمق بر ویژگی های شیمیایی خاک

کاربری	عمق cm	OC	TN	P	K	CaCO ₃ %
		g.kg ⁻¹		mg.kg ⁻¹		
جنگل طبیعی	۰-۲۰	۲۸/۲±۲۰/۹b	۲/۰±۷۹/۲۹b	۱۷/۰±۸۲/۵۵f	۲۱۷/۲±۵۳/۲۸d	۳/۰±۱۸/۰۵b
	۲۰-۴۰	۱۹/۰±۶۹/۶۷cd	۱/۰±۹۱/۰۷cd	۲/۰±۰/۰۳۶f	۱۵۳/۲±۳۰/۷۱e	۲/۰±۶۲/۱۰cd
	۶۰-۸۰	۱۶/۰±۵۴/۸۸ed	۱/۰±۵۹/۰۹de	۱۸/۱±۵۵/۰۵f	۱۳۸/۲±۰/۳۴efg	۲/۰±۴۰/۱def
	۸۰-۱۰۰	۱۰/۰±۴۰/۷۲fg	۰/۰±۹۸/۰۷fg	۱۹/۰±۸۷/۶f	۱۳۸/۲±۱۰/۴۵efg	۳/۰±۱۰/۱۱b
	۱۰۰-۸۰	۴/۰±۵۳/۹۴h	۰/۰±۳۹/۰۹h	۲۰/۰±۲۳/۳۵f	۱۴۳/۲±۱۰/۸۸ef	۳/۰±۶۵/۱۰a
شالیزار	۰-۲۰	۲۱/۲±۹۳/۱۰c	۲/۰±۱۳/۲۱c	۸/۰±۴۷/۲۲gh	۷۳/۳±۸۷/۳۳j	۳/۰±۹۰/۱۵a

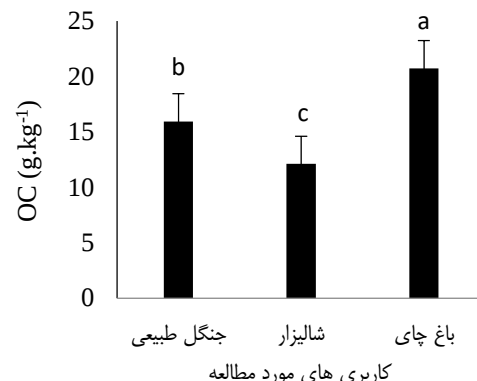
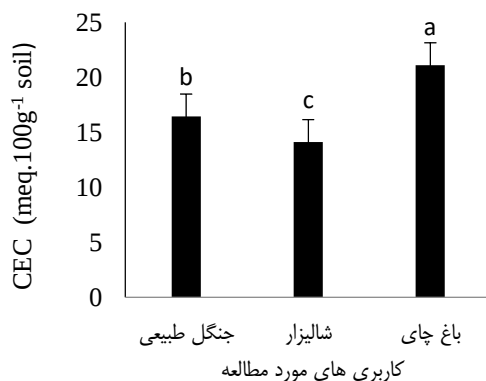
۲/۰±۷۸/۱۸c	۹۸/۳±۴۰/۰۵i	۸/۰±۷۴/۲۴gh	۱/۰±۵۹/۱۰۱de	۱۶/۱±۴۷/۰۵de	۴۰-۲۰
۲/۰±۵۶/۰۶cde	۱۱۰/۱±۶۰/۵۷hi	۷/۰±۶۶/۱۲h	۱/۰±۲۷/۲۲ef	۱۳/۲±۳۰/۱۸ef	۶۰-۴۰
۳/۰±۱۶/۰۸b	۱۲۳/۲±۰۷/۵۴gh	۸/۰±۸۶/۷۰gh	۰/۰±۵۶/۲gh	۶/۱±۲۵/۹۷gh	۸۰-۶۰
۳/۰±۷۰/۰۵a	۱۳۲/۱۰±۱۷/۷۳fg	۱۰/۰±۵۷/۳۹g	۰/۰±۲۰/۰۴۲h	۲/۰±۶۰/۴۶h	۱۰۰-۸۰
۲/۰±۲۰/۲۶f	۴۱۸/۷±۵۰/۵۵a	۶۰/۱±۲۷/۹۹a	۳/۰±۴۱/۱۶a	۳۴/۱±۷۳/۵۷a	۲۰-۰
۲/۰±۲۷/۱۵ef	۳۵۱/۱۸±۲۷/۵۶c	۴۲/۰±۴۶/۳۵b	۲/۰±۷۸/۳۹b	۲۸/۳±۴۳/۹۲b	۴۰-۲۰
۲/۰±۱۰/۱f	۳۵۹/۱۹±۶۰/۱۰c	۳۹/۱±۷۰/۹۳c	۲/۰±۰۶/۱۶c	۲۱/۱±۱۷/۶۵c	۶۰-۴۰
۱/۰±۷۲/۱۴g	۳۸۱/۱۶±۴۷/۵۷b	۳۷/۱±۲۰/۵۱d	۱/۰±۲۸/۱۰ef	۱۳/۱±۴۰/۰۱ef	۸۰-۶۰
۱/۰±۶۰/۱۰g	۳۵۰/۱۰±۵۷/۳۵c	۳۱/۲±۷۰/۲۱e	۰/۰±۵۳/۱۳h	۵/۱±۹۳/۳۴h	۱۰۰-۸۰

ادامه جدول ۴

HWC	DAC	CEC	EC	pH	عمق	کاربری
	g.kg ⁻¹	meq.100g ⁻¹ soil	dS.m ⁻¹		cm	
۰/۰±۰۹/۰۰۵a	۰/۰±۲۱/۰۰۲a	۲۴/۰±۲۴/۵۷b	۰/۰±۳۸/۰۳fg	۵/۰±۱۶/۱۲e	۲۰-۰	جنگل طبیعی
۰/۰±۰۷/۰۰۱bc	۰/۰±۱۹/۰۰۴b	۱۷/۱±۷۶/۶۵cd	۰/۰±۲۸/۰۳hi	۴/۰±۹۰/۰۱fg	۴۰-۲۰	
۰/۰±۰۷/۰۰۰bc	۰/۰±۱۲/۰۰۲h	۱۵/۱±۲۵/۰۵ef	۰/۰±۲۳/۰۱i	۴/۰±۷۳/۰۸gh	۶۰-۴۰	
۰/۰±۰۷۳/۰۰۶bc	۰/۰±۱۲/۰۰۴h	۱۳/۰±۲۳/۸۶fgh	۰/۰±۳۷/۰۳fg	۴/۰±۹۶/۱۵ef	۸۰-۶۰	
۰/۰±۰۸/۰۰۶bc	۰/۰±۱۴/۰۰۶ef	۱۱/۰±۷۹/۷۲hi	۰/۰±۳۲/۰۳gh	۵/۰±۰۸/۱۱ef	۱۰۰-۸۰	
۰/۰±۰۶/۰۰c	۰/۰±۱۲۵/۰۰۶h	۱۹/۰±۳۵/۴۰c	۱/۰±۴۰/۰۵b	۷/۰±۰۴/۰۵a	۲۰-۰	شالیزار
۰/۰±۰۶۳/۰۰۶c	۰/۰±۱۳۶/۰۰۲fg	۱۴/۰±۱۰/۷۵fg	۱/۰±۵۰/۰۱a	۶/۰±۸۶/۰۶ab	۴۰-۲۰	
۰/۰±۰۳۳/۰۰۶d	۰/۰±۱۱۸/۰۰۵h	۱۳/۰±۶۶/۳fgh	۱/۰±۰۰/۰۱c	۶/۰±۷۲/۰۶bc	۶۰-۴۰	
۰/۰±۰۲۷/۰۰۶d	۰/۰±۱۲۷/۰۰۸gh	۱۲/۰±۶۳/۴۰ghi	۰/۰±۹۶/۰۱c	۶/۰±۳۶/۰۴d	۸۰-۶۰	
۰/۰±۰۸/۰۰۶ab	۰/۰±۱۶۳/۰۰۴c	۱۰/۰±۸۴/۳۶i	۰/۰±۸۸/۰۵d	۶/۰±۵۲/۱۸cd	۱۰۰-۸۰	
۰/۰±۰۸/۰۰۶ab	۰/۰±۲۱/۰۰۴a	۲۹/۰±۷۷/۴۸a	۰/۰±۵۴/۰۴e	۴/۰±۶۲/۱۱h	۲۰-۰	باغ چای
۰/۰±۰۷/۰۰۱bc	۰/۰±۱۵۳/۰۰۴de	۲۳/۱±۵۰/۰۹b	۰/۰±۴۵/۰۶f	۴/۰±۵۵/۰۵hi	۴۰-۲۰	
۰/۰±۰۶/۰۰c	۰/۰±۱۲۲/۰۰۳h	۱۸/۰±۵۷/۵۸cd	۰/۰±۳۹/۰۶fg	۴/۰±۴۹/۰۸hi	۶۰-۴۰	
۰/۰±۰۶۳/۰۰۶c	۰/۰±۱۲۷/۰۰۲h	۱۷/۰±۱۲/۵۰de	۰/۰±۳۲/۰۳gh	۴/۰±۳۳/۰۹ij	۸۰-۶۰	
۰/۰±۰۷/۰۰۱bc	۰/۰±۱۵۶/۰۰۱cd	۱۶/۰±۵۹/۸۷de	۰/۰±۳۱/۰۲gh	۴/۰±۱۶/۰۷j	۱۰۰-۸۰	

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه، اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۵٪ و ۱٪ درصد ندارند.

OC (کربن آلی خاک)، TN (نیتروژن کل)، P (فسفر قابل جذب)، K (پتاسیم قابل جذب)، EC (هدایت الکتریکی)، CEC (ظرفیت تبادل کاتیونی)، DAC (کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با اسید)، HWC (کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب داغ)، CaCO₃ (کربنات کلسیم معادل).



شکل ۴. مقایسه مقادیر کربن آلی خاک در کاربری‌های مورد مطالعه
شکل ۵. مقایسه مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در کاربری‌های مورد مطالعه
حروف متفاوت در ستون‌ها نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد می‌باشد.

جدول ۵. مقایسه میانگین ویژگی‌های شیمیایی خاک در عمق‌های مختلف

عمق	OC	TN	P	K	pH	EC	CEC	DAC	HWC	CaCO ₃
	g.kg ⁻¹	g.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹		dS.m ⁻¹	meq.100g ⁻¹ soil	meq.100g ⁻¹ soil	g.kg ⁻¹	%
۰-۲۰	۲۸/۳۹a	۲/۷۸a	۲۸/۸۳a	۲۳۶/۶۳a	۵/۶۱a	۰/۷۷a	۲۴/۴۶a	۰/۱۸a	۰/۰۸a	۳/۰۹a
۲۰-۴۰	۲۱/۵۳b	۲/۰۹b	۲۳/۷۳b	۲۰۰/۹۹c	۵/۴۲b	۰/۷۵a	۱۸/۴۵b	۰/۱۶b	۰/۰۷b	۲/۵۶b
۴۰-۶۰	۱۷/۰۰c	۱/۶۴c	۲۱/۹۷c	۲۰۲/۷۴c	۵/۳۱bc	۰/۵۳bc	۱۵/۸۲c	۰/۱۲c	۰/۰۵c	۲/۳۵c
۶۰-۸۰	۱۰/۰۲d	۰/۹۴d	۲۱/۹۷c	۲۱۴/۱۱b	۵/۲۵c	۰/۵۵b	۱۴/۳۲d	۰/۱۲c	۰/۰۵c	۲/۶۶b
۸۰-۱۰۰	۴/۳۶e	۰/۳۸e	۲۰/۸۴c	۲۰۸/۶bc	۵/۲۲c	۰/۵۰c	۱۳/۰۶e	۰/۱۵b	۰/۰۸a	۲/۹۸a

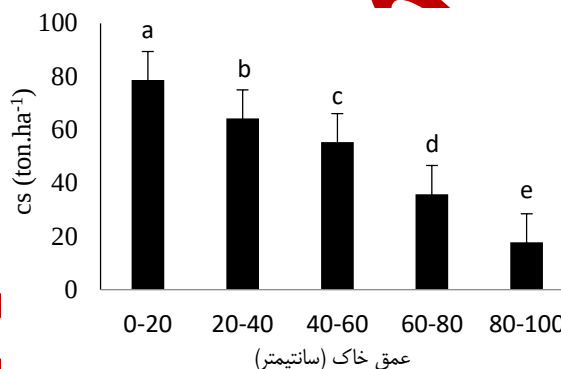
در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد ندارند.

جدول تغییرات نسبی شاخص حساسیت نشان داد که با تغییر کاربری از جنگل طبیعی به باغ چای، در عمق‌های مورد بررسی میزان کربن آلی خاک افزایش یافت. درواقع کاربری باغ چای در بهبود و ارتقای این مشخصه موفق عمل کرده است. از طرفی با تغییر کاربری از جنگل طبیعی به شالیزار شاهد کاهش مقدار کربن آلی خاک در هر پنج عمق مورد مطالعه بودیم. به عبارت دیگر کاربری شالیزار برخلاف کاربری باغ چای، قادر به حفظ کربن آلی خاک نبوده است (جدول ۶). مقایسه کاربری جنگل طبیعی نسبت به کاربری‌های باغ چای و شالیزار نشان داد که کربوهیدرات‌های قابل عصاره‌گیری با آب داغ با افزایش ۱۳۳ درصدی در این کاربری نسبت به شالیزار بیش‌ترین تغییر را بین مشخصه‌های اندازه‌گیری شده دارد (جدول ۶).

جدول ۶. شاخص حساسیت (درصد تغییرات) ویژگی‌های شیمیایی اندازه‌گیری شده بر اثر تغییر کاربری در عمق‌های مختلف

ویژگی	کاربری جنگل طبیعی نسبت به باغ چای					کاربری جنگل طبیعی نسبت به شالیزار					کاربری باغ چای نسبت به شالیزار				
	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰	۲۰-۰	۴۰-۲۰	۶۰-۴۰	۸۰-۶۰	۱۰۰-۸۰
	cm														
OC	-۱۷/۹	-۲۹/۸	-۲۱/۹	-۲۲/۴	-۲۳/۶	+۳۰	+۲۱/۲	+۲۴/۴	+۶۶/۴	+۷۴/۲	+۵۸/۴	+۷۲/۶	+۵۹/۲	+۱۱۴	+۱۲۸/۱
TN	-۱۸/۲	-۳۱/۶	-۲۲/۸	-۲۳/۴	-۲۶/۴	+۳۰/۱	+۱۹/۵	+۲۵/۲	+۷۵	+۹۵	+۶۰/۱	+۷۴/۸	+۶۲/۲	+۱۲۸	+۱۶۵/۰
P	-۷۰/۴	-۵۲/۹	-۵۳/۳	-۴۶/۶	-۳۶/۲	+۱۱۰	+۱۲۸	+۱۴۲	+۱۲۴	+۹۱/۴	+۶۱۱	+۳۸۵	+۴۱۸	+۳۲۰	+۱۹۹
K	-۴۸/۰	-۵۶/۴	-۶۱/۶	-۶۳/۸	-۵۹/۲	+۱۹۴	+۵۵/۸	+۲۴/۸	+۱۲/۲	+۸/۲۷	+۴۶۶	+۲۵۷	+۲۲۵	+۲۱۰	+۱۶۵
CaCO ₃	+۴۴/۵	+۱۵/۴	+۱۴/۳	+۸۰/۲	+۱۲۸	-۱۸/۵	-۵/۷۶	-۶/۲	-۱/۹	-۱/۳۵	-۴۳/۶	-۱۸/۳	-۱۷/۹	-۴۵/۶	-۵۶/۸
pH	+۱۱/۹	+۷/۷	+۵/۲۵	+۱۴/۵	+۲۲/۱۲	-۲۶/۶	-۲۸/۶	-۲۹/۶	-۲۲	-۲۲/۱	-۳۴/۴	-۳۳/۷	-۳۳/۲	-۳۱/۹	-۳۶/۲
EC	-۲۹/۶	-۳۷/۸	-۴۱/۰	+۱۵/۶	+۳/۲۳	-۷۲/۹	-۸۱/۳	-۷۷	-۶۱/۵	-۶۳/۶	-۶۱/۴	-۷۰/۰	-۶۱/۰	-۶۶/۷	-۶۴/۸
CEC	-۱۸/۶	-۲۴/۴	-۱۷/۹	-۲۲/۸	-۲۹/۱۱	+۲۵/۳	+۲۶	+۱۱/۵	+۴/۷	+۸/۵	+۵۳/۸	+۶۶/۷	+۳۵/۹	+۲۵/۵	+۵۳/۰

تغییرات ذخیره کربن آلی خاک تا عمق یک‌متری نشان داد بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار کربن آلی به‌ترتیب به عمق‌های ۲۰-۰ و ۱۰۰-۸۰ سانتی‌متر خاک تعلق دارد و با افزایش از ۲۰-۰ سانتی‌متری تا ۱۰۰-۸۰ سانتی‌متری میزان ذخیره کربن آلی خاک ۷۷/۴۷ کاهش یافت (شکل ۶). هم‌چنین بررسی تغییرات ذخیره کربن آلی خاک در کاربری‌های مختلف نشان داد بیش‌ترین مقدار آن در کاربری باغ جای با میانگین ۵۶/۱۵ تن بر هکتار محاسبه گردید (شکل ۷).



شکل ۶. تغییرات ذخیره کربن آلی خاک در عمق‌های مختلف

ضرر به همستگی پیرسون بین برخی خصوصیات اندازه گیری شده در خاک

جدول ۷. ضریب همبستگی پیرسون (r) بین برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در لایه ۱۰۰-۰ سانتی‌متر و کاربری‌های مورد مطالعه

[illegible]

n	۰/۸۸**	-۰/۹۳**	۱/۰۰										
DC	-۰/۶۷**	۰/۵۸**	-۰/۵۰**	۱/۰۰									
K _s	۰/۸۶**	-۰/۹۰**	۰/۸۴**	-۰/۷۸**	۱/۰۰								
MWD	۰/۷۶**	-۰/۷۳**	۰/۸۰**	-۰/۴۶**	۰/۷۴**	۱/۰۰							
OC	۰/۸۳**	-۰/۸۸**	۰/۹۱**	-۰/۵۳**	۰/۸۱**	۰/۸۶**	۱/۰۰						
TN	۰/۸۳**	-۰/۸۸**	۰/۹۱**	-۰/۵۳**	۰/۸۱**	۰/۸۶**	۰/۹۹**	۱/۰۰					
P	۰/۷۶**	-۰/۶۹**	۰/۶۵**	-۰/۶۵**	۰/۸۴**	۰/۴۵**	۰/۵۳**	۰/۵۲**	۱/۰۰				
K	۰/۷۴**	-۰/۶۱**	۰/۵۸**	-۰/۷۱**	۰/۷۶**	۰/۳۶*	۰/۴۱**	۰/۴۰**	۰/۹۳**	۱/۰۰			
pH	-۰/۴۴**	۰/۵۸**	-۰/۴۶**	۰/۴۹**	-۰/۶۴**	-۰/۱۴ ^{ns}	-۰/۲۲ ^{ns}	-۰/۲۲ ^{ns}	-۰/۷۶**	-۰/۷۶**	۱/۰۰		
CEC	۰/۹۱**	-۰/۸۶**	۰/۹۰**	-۰/۶۲**	۰/۸۸**	۰/۸۹**	۰/۹۰**	۰/۹۰**	۰/۷۱**	۰/۶۳**	-۰/۳۹**	۱/۰۰	
DAC	۰/۴۷**	-۰/۴۲**	۰/۴۸**	-۰/۵۲**	۰/۵۹**	۰/۷۲**	۰/۵۱**	۰/۴۹**	۰/۳۶*	۰/۳۰*	-۰/۲۴ ^{ns}	۰/۶۲**	۱/۰۰

** و * به ترتیب در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد معنی دار و ^{ns} عدم اختلاف معنی دار است.

بحث

رویشگاه‌های مختلف به دلیل داشتن پوشش گیاهی متنوع و به دنبال آن تولید مواد آلی با مقادیر و ویژگی‌های متفاوت دارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی متفاوتی هستند (Galindo et al., 2022). با تغییر کاربری از اراضی جنگل به زمین‌های کشاورزی ماده آلی خاک و به تبع آن ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک نیز تغییر می‌یابد و به کاهش ماده آلی خاک، نیتروژن کل، فسفر، پتاسیم، آب قابل دسترس و تخلخل خاک می‌انجامد. در مقابل وزن مخصوص ظاهری و pH خاک با تغییر کاربری از اراضی جنگل به زمین‌های کشاورزی افزایش می‌یابد (Bizuhoraho et al., 2018). کربن آلی خاک در کاربری باغ چای بیش‌تر از کاربری جنگل طبیعی و شالیزار بود که می‌توان علت آن را به مدیریت اراضی باغ چای نسبت داد. این اراضی به صورت کنترل شده شخم زده می‌شوند، برگشت بقایای گیاهی درختچه چای به خاک نیز از جمله عوامل این افزایش می‌باشد. همچنین در اراضی کشاورزی مانند باغ چای امکان افزودن ماده آلی از طریق مصرف کودهای دامی نیز وجود دارد. در مقابل اراضی شالیزار به علت کاهش ورود ماده آلی خاک، میزان بیشتر اکسیداسیون مواد آلی در نتیجه کشت و کار (Yimer et al., 2007; Girmay et al., 2008)، از دست رفتن مواد آلی به وسیله فرسایش آبی (Abegaz et al., 2016) و کاهش حفاظت فیزیکی کربن آلی خاک بر اثر شخم (Beheshti et al., 2012) میزان کربن آلی کم‌تری نسبت به کاربری‌های طبیعی و باغ چای داشت. در واقع در کاربری شالیزار عملیات خاک‌ورزی شدید و فرایند گل خرابی باعث شکسته شدن خاک‌دانه‌ها شده و مواد آلی محبوس در خاک‌دانه‌ها را در معرض اکسیداسیون و تجزیه میکروبی قرار می‌دهد. به علاوه عمده ماده آلی تولید شده به صورت محصول از زمین خارج می‌شود. این کار باعث کاهش کربن ورودی به خاک و ماده آلی می‌شود. همچنین با افزایش عمق مقادیر کربن آلی خاک کاهش یافت. بررسی‌های پیشین نشان داده است که بیش‌ترین ذخیره کربن آلی خاک در عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری خاک قرار دارد و با افزایش عمق از میزان آن کاسته می‌شود زیرا بقایای گیاهی در اراضی جنگل عمدتاً به سطح خاک اضافه می‌شود (Singh et al., 2022; Dinakaran et al., 2018). نتایج این پژوهش نشان داد وزن مخصوص ظاهری در کاربری شالیزار نسبت به کاربری‌های جنگل طبیعی و باغ چای بیش‌تر بود. از آنجایی که بین میزان فشردگی خاک و وزن مخصوص ظاهری رابطه مستقیمی وجود دارد (مرادی و همکاران، ۱۳۸۷). در کاربری شالیزار به دلیل عملیات گل خرابی برای کاهش نفوذ آب و تخریب ساختمان ناشی از کشت و کار، وزن مخصوص ظاهری خاک نیز افزایش می‌یابد. همچنین در لایه‌های عمیق‌تر خاک به دلیل وزن طبقات سطحی، کم‌تر بودن ماده آلی و کاهش زی‌توده ریشه و بقایای گیاهی وزن مخصوص ظاهری نسبت به لایه‌های سطحی بیش‌تر است (Zhang et al., 2019). بر طبق نتایج به دست آمده از این پژوهش با افزایش عمق وزن مخصوص ظاهری افزایش یافت. تجمع کربن آلی در خاک در بهبود خصوصیات ساختمان خاک مؤثر می‌باشد، از جمله این خصوصیات می‌توان به تخلخل، نفوذپذیری، زهکشی و ظرفیت نگهداری آب در خاک اشاره نمود (Wei et al., 2021). داده‌های حاصل از این پژوهش مؤید این مطلب می‌باشد، چرا که در کاربری شالیزار شاهد میزان کربن آلی کم‌تر و به تبع آن میزان تخلخل و آب قابل استفاده کم‌تر نسبت به کاربری باغ چای هستیم. کربن آلی از عوامل اصلی خاک‌دانه‌سازی بوده

و با افزایش میزان آن در خاک، خاک‌دانه‌های درشت و پایدار تشکیل می‌شود (Delelegn et al., 2017). تردد ادوات کشاورزی و فشار ناشی از آن در سطح خاک باعث تخریب خاک‌دانه‌های درشت و تبدیل آن‌ها به ذرات ریزتر می‌شود. از همین رو انتظار می‌رود در اراضی با کربن آلی بالا و به‌دور از تردد ماشین‌آلات سنگین کشاورزی میانگین وزنی قطر خاک‌دانه بیش‌تر از کاربری‌های زراعی تحت‌تأثیر ادوات کشاورزی باشد. این پژوهش نشان داد MWD به‌تبع کربن آلی خاک در کاربری‌های جنگل طبیعی و باغ چای بیش‌تر از کاربری شالیزار می‌باشد. همسو با این نتایج ارتباط بین کربن آلی خاک و MWD در نواحی نیمه‌خشک مرکزی ایران گزارش شده است که نشان‌دهنده اهمیت کربن آلی خاک در پایداری خاک‌دانه‌ها می‌باشد (Safaei et al., 2019). عوامل زیادی در میزان رس قابل‌انتشار در آب مؤثر می‌باشد که از جمله این عوامل می‌توان به مقدار کربن آلی در خاک، میزان سدیم تبادلی و نحوه مدیریت اراضی اشاره نمود. به‌طوری‌که ماده آلی در خاک باعث جلوگیری از پراکنش رس‌ها شده و در مقابل عملیات زراعی موجب افزایش رس قابل‌انتشار از طریق تخریب خاک‌دانه می‌گردد (Dexter & Czyz, 2000). میزان رس قابل‌انتشار در آب اندازه‌گیری شده در این پژوهش نشان می‌دهد کاربری شالیزار به علت اثر عملیات کشت و کار و تخریب ساختمان خاک و هم چنین کربن آلی کم‌تر نسبت به دو کاربری مورد مطالعه دیگر، بیش‌ترین میزان این مشخصه را دارا می‌باشد. به‌طوری‌که بر خلاف دو کاربری دیگر که از سطح به عمق میزان رس قابل‌انتشار به‌دلیل کم‌تر بودن ماده آلی در عمق افزایش یافت، در کاربری شالیزار عکس آن دیده شد. هدایت هیدرولیکی اشباع در کاربری‌های جنگل طبیعی و باغ چای نسبت به کاربری شالیزار بیش‌تر بوده است و از سطح به عمق کاهش یافت. دلیل این امر بالاتر بودن مقدار کربن آلی و پایداری خاک‌دانه‌ها و کم بودن میزان رس قابل‌انتشار می‌باشد. این امر با همبستگی مثبت و معنی‌دار هدایت هیدرولیکی با میانگین وزنی قطر خاک‌دانه ($R=0.74$, $P \leq 0.01$) و کربن آلی ($R=0.81$, $P \leq 0.01$) تأیید شد. در مطالعات پیشین نیز کاهش میزان هدایت هیدرولیکی اشباع در اثر تغییر کاربری گزارش شده است (Gol, 2009).

مواد آلی به‌عنوان منبع اصلی تأمین‌کننده نیتروژن و فسفر خاک محسوب می‌شود (Sanchez-Maranon et al., 2002). به‌طوری‌که میزان پوشش گیاهی، لاشبرگ و تجزیه آن‌ها در سطح خاک و میزان مواد آلی لایه معدنی خاک می‌تواند تأثیر به‌سزایی در افزایش میزان نیتروژن و فسفر خاک داشته باشد (رحیمی و همکاران، ۱۳۹۹؛ مازوجی و همکاران ۱۳۹۹). تغییرات نیتروژن کل خاک مشابه و همسو با تغییرات کربن آلی در طول زمان است، به‌طوری‌که هرگونه تغییر در میزان ماده آلی خاک به تغییرات در میزان نیتروژن کل خاک می‌انجامد (Song et al., 2012). نتایج این پژوهش نشان داد میزان نیتروژن کل خاک از مقدار کربن آلی خاک در کاربری‌ها و عمق‌های مورد مطالعه تبعیت می‌کند. همبستگی بسیار قوی این دو مشخصه ($R=0.99$, $P \leq 0.01$) و نسبت C/N در خاک تأییدکننده این مطلب می‌باشد. بر طبق نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش بیش‌ترین مقدار فسفر خاک به‌ترتیب در کاربری‌های باغ چای، جنگل طبیعی و شالیزار اندازه‌گیری شد. مقدار بالای فسفر خاک در کاربری باغ چای متأثر از به‌کارگیری کودهای شیمیایی فسفاته می‌باشد. هم چنین در کاربری‌های جنگل طبیعی و شالیزار با افزایش عمق، فسفر خاک نیز افزایش یافت؛ ولی کاربری باغ چای این روند افزایشی را نشان نداد. شستشوی ترکیبات فسفره از لایه‌های سطحی و تجمع آن در عمق در مناطق پرباران از عوامل افزایش فسفر خاک در عمق می‌باشد (Sharma & Mc-Dowell et al., 2021). میزان پتاسیم خاک تابعی از درجه هوازدگی کانی‌ها و میزان آبشویی آن از خاک می‌باشد (Sharma, 2013). در اثر آبشویی میزان پتاسیم قابل‌جذب با افزایش عمق خاک افزایش می‌یابد (Jozdani et al., 2022). روند پتاسیم قابل‌جذب اندازه‌گیری شده در این پژوهش با عمق نشان‌دهنده شستشوی پتاسیم از لایه‌های سطحی و تجمع آن در عمق‌های پایین‌تر می‌باشد. از دیگر مشخصه‌های مرتبط با ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک می‌باشد (Liu et al., 2020). در همین راستا بسیاری از مطالعات گزارش کرده‌اند که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با افزایش مواد آلی خاک افزایش می‌یابد (Zhao et al., 2019; Liu et al., 2020). در اثر تجزیه مواد آلی خاک و ایجاد گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار مانند کربوکسیل و عمل از دست‌دادن پروتون باعث ایجاد بار منفی در مولد آلی می‌شود. (Bolan et al., 1999).

در مجموع مقادیر pH خاک در کاربری باغ چای از دو کاربری دیگر کم‌تر بود و در مقابل کاربری شالیزار دارای بیش‌ترین مقدار pH خاک بود. به‌طورکلی افزایش رطوبت ناشی از غرقاب نمودن اراضی با pH اسیدی باعث سوق‌دادن آن به‌سوی pH خنثی می‌شود. pH خاک در ارتباط با عمق روند مشخصی را نشان نداد. ولی به‌طورکلی در کاربری‌های باغ چای و شالیزار در لایه سطحی خاک

مقدار pH بیش‌تر از لایه عمقی به دست آمد. از دلایل اصلی افزایش pH در لایه سطحی در مقایسه به لایه عمقی را می‌توان به تأثیرپذیری بیش‌تر لایه سطحی از عوامل مدیریتی از جمله کوددهی و آهک‌دهی دانست (Wang et al., 2019 & 2020). هم‌چنین نتایج این پژوهش نشان داد در برخی لایه‌ها روند pH نسبت به لایه قبل افزایشی می‌باشد که می‌توان این اثر را به افزایش مقادیر کربنات کلسیم در آن لایه‌ها نسبت داد. هم‌راستا با تغییرات pH خاک، مقادیر کربنات کلسیم نیز تغییر نشان داد. بیش‌ترین مقادیر EC در کاربری‌های شالیزار و باغ چای و کم‌ترین آن در کاربری جنگل طبیعی اندازه‌گیری شد. هم‌چنین در لایه سطحی بیش‌ترین مقدار EC اندازه‌گیری شد. لایه‌های سطحی خاک در زمین‌های تحت کشت همواره در معرض تخریب به‌وسیله ادوات کشاورزی قرار دارد که منجر به تخریب ساختمان خاک و کاهش خلل‌و‌فرج برای انتقال املاح محلول می‌گردد؛ بنابراین حرکت املاح از لایه‌های سطحی به عمق خاک کاهش‌یافته و املاح حاصل از آبیاری و کوددهی در سطح خاک تجمع می‌یابد (Beheshti Ale Agha et al., 2012). در هر سه کاربری مورد مطالعه مقادیر کربوهیدرات‌های عصاره‌گیری شده با آب داغ کم‌تر از کربوهیدرات‌های عصاره‌گیری شده با اسیدسولفوریک رقیق بود. به عبارت دیگر از کربوهیدرات‌های عصاره‌گیری شده با اسیدسولفوریک رقیق علاوه بر کربوهیدرات‌های محلول، کربوهیدرات‌ها با منشأ همی سلولزی نیز استخراج می‌گردد. نتایج این پژوهش همبستگی مثبت و معنی‌دار ($R=0.51$, $P \leq 0.01$) بین کربوهیدرات‌های عصاره‌گیری شده با اسید و کربن آلی خاک را نشان داد. هم‌چنین این مشخصه تحت‌تأثیر آبیاری قرار گرفته و روند مشخصی نسبت به عمق را نشان نمی‌دهد.

نتیجه‌گیری

امروزه تغییر کاربری اراضی باهدف افزایش سطح زیر کشت و جنبه‌های اقتصادی مرتبط با آن به‌وفور انجام می‌شود. در پژوهش حاضر به بررسی تغییرات ویژگی‌های خاک ناشی از تغییر کاربری جنگل طبیعی به دو کاربری باغ چای و شالیزار پرداخته شد. نتایج نشان داد که کاربری باغ چای باعث حفظ و حتی بهبود برخی مشخصه‌های اندازه‌گیری شده و در نتیجه کیفیت خاک گردید. در مقابل در کاربری شالیزار به دلیل شرایط حاصل از کشت و کار برنج، بسیاری از شاخص‌های کیفیت خاک مانند کربن آلی، نیتروژن کل، میانگین وزنی قطر خاک‌دانه دارای افت شدیدی بودند. باتوجه به نتایج این پژوهش پیشنهاد می‌گردد کشت و کار محصولاتی که باعث کاهش شاخص‌های کیفیت خاک می‌گردند، توأم با اقدامات مدیریتی و حفاظتی مانند کاهش عملیات خاک‌ورزی، استفاده از کودهای دامی و بقایای گیاهی، استفاده از تناوب مناسب زراعی و کاهش فرسایش خاک باشد. انجام مطالعات آتی در زمینه مقایسه اثرات تغییر کاربری ناشی از تبدیل اراضی جنگلی و درخت‌کاری شده با دیگر کاربری‌های زراعی می‌تواند به انتخاب کاربری مناسب کمک نموده و زمینه را برای تصمیم‌گیرندگان و مسئولان فراهم کند تا بتوانند با برنامه‌ریزی و تدوین سیاست‌های کلان صحیح در مسیر حفظ خاک گام بردارند.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

منابع

- جزدائی، الهام؛ گلچین، احمد و مروج، کامران (۱۴۰۱). بررسی اثر ارتفاع منطقه بر ذخیره‌سازی کربن آلی و برخی دیگر از ویژگی‌های خاک در جنگل‌های ارسباران. *مجله مدیریت خاک و تولید پایدار*، ۱۲(۳)، ۷۱-۹۲.
- رحیمی، ژیان؛ محمدی سمائی، کیومرث؛ شعبانیان، نقی و رحمانی، محمد شفیع (۱۳۹۹). بررسی برخی خصوصیات شیمیایی خاک در دو توده جنگلی گلازنی شده و کم‌تر دست خورده در زاگرس شمالی (مطالعه موردی: جنگل‌های حوزه بانه، استان کردستان). *علوم و تکنولوژی محیط زیست*، ۲۲(۳)، ۵۵-۶۸.
- صادقی میانرودی، مسعود؛ معزی، عبدالامیر؛ غلامی، علی؛ بابائی نژاد، تیمور و پناهپور، ابراهیم (۱۴۰۰). تأثیر تغییر کاربری اراضی بر ویژگی‌های فیزیکی و عناصر غذائی خاک در منطقه شمال خوزستان. *مهندسی زراعی*، ۴۴(۴)، ۳۸۱-۳۹۷.

عزیزی مهر، میلاد؛ کوچ، یحیی و حسینی، سید محسن (۱۳۹۹). اثر شدت تخریب جنگل بر پویایی فعالیت‌های میکروبی و بیوشیمی خاک در بخش جلگه‌ای نوشهر. *مجله جنگل ایران*، ۱۲(۲)، ۱۷۵-۱۸۸.

کوچ، یحیی؛ شه پیری، عاطفه؛ جلو رو، حلیمه؛ حق وردی، کنایون و توکلی فیض‌آبادی، محمود (۱۴۰۳). اثر کاربری اراضی بر مشخصه‌های فیزیکی‌وشیمیایی و زیستی خاک غرب استان مازندران. *تحقیقات آب و خاک ایران*، ۵۵(۸)، ۱۳۲۳-۱۳۴۳.

مازوجی، منا؛ محمدی سمائی، کیومرث و حسینی، وحید (۱۳۹۹). تغییرپذیری تراکم و زیست‌توده کرم‌های خاکی با مشخصه‌های خاک بعد از تغییر کاربری اراضی جنگلی. *مجله جنگل ایران*، ۱۲(۲)، ۲۰۳-۲۱۸.

مرادی، حمیدرضا؛ میرنیا، سید خلاق و لاهورپور، شادی (۱۳۸۷). اثر شدت چرا بر خصوصیات خاک در مراتع ییلاقی چرندو در استان کردستان. *تحقیقات مرتع و بیابان ایران*، ۱۵(۳)، ۳۶۹-۳۷۸.

REFERENCES

- Abegaz, A., Winowiecki, L. A., Vågen, T. G., Langan, S., & Smith, J. U. (2016). Spatial and temporal dynamics of soil organic carbon in landscapes of the upper Blue Nile Basin of the Ethiopian Highlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218, 190-208.
- Adesodun, J. K., Mbagwu, J. S. C., & Oti, N. (2001). Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems. *Soil and Tillage Research*, 60(3-4), 135-142.
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., & Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature communications*, 11(1), 5427.
- Angers, D. A., Bullock, M. S., & Mehuys, G. R. (2008). Aggregate stability to water. *Soil sampling and methods of analysis*, 2, 811-819.
- Azizi Mehr, M., Kooch, Y., & Hosseini, S.M. (2020). The effect of forest degradation intensity on the dynamics of soil microbial activities and biochemical in the plain region of Noshahr. *Iranian Journal of Forest*, 12(2), 175-188 (In Persian).
- Banwart, S. A., Nikolaidis, N. P., Zhu, Y. G., Peacock, C. L., & Sparks, D. L. (2019). Soil functions: connecting earth's critical zone. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 47(1), 333-359.
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European journal of soil science*, 47(2), 151-163.
- Beheshti, A., Raiesi, F., & Golchin, A. (2012). Soil properties, C fractions and their dynamics in land use conversion from native forests to croplands in northern Iran. *Agriculture, ecosystems & environment*, 148, 121-133.
- Beillouin, D., Corbeels, M., Demenois, J., Berre, D., Boyer, A., Fallot, A., & Cardinael, R. (2023). A global meta-analysis of soil organic carbon in the Anthropocene. *Nature Communications*, 14(1), 3700.
- Bizuhoraho, T., Kayiranga, A., Manirakiza, N., & Mourad, K. A. (2018). The effect of land use systems on soil properties; A case study from Rwanda. *Sustainable Agriculture Research*, 7(2), 30-40. <https://doi.org/10.5539/sar.v7n2p30>.
- Blake, G.R., and Hartge, K.H. (1986). Bulk density. P 363-375, In: Klute, A. (ed.). *Methods of soil analysis*, Part 1. Physical and mineralogical methods. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, USA.
- Bobrovsky, M., Komarov, A., Mikhailov, A., & Khanina, L. (2010). Modelling dynamics of soil organic matter under different historical land-use management techniques in European Russia. *Ecological modelling*, 221(6), 953-959.
- Bolan, N. S., Naidu, R., Syers, J. K., & Tillman, R. W. (1999). Surface charge and solute interactions in soils. *Advances in agronomy*, 67, 87-140.
- Boyd, P. W., Claustre, H., Levy, M., Siegel, D. A., & Weber, T. (2019). Multi-faceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature*, 568(7752), 327-335.

- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46.
- Bremner, J. M., & Mulvaney, C. S. (1982). Nitrogen—total. *Methods of soil analysis: part 2 chemical and microbiological properties*, 9, 595-624.
- Bullock, E. L., & Woodcock, C. E. (2021). Carbon loss and removal due to forest disturbance and regeneration in the Amazon. *Science of the Total Environment*, 764, 142839.
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., De Goede, R., & Brussaard, L. (2018). Soil quality—A critical review. *Soil biology and biochemistry*, 120, 105-125.
- Burt, R. (2004). *Soil survey laboratory methods manual*. Version 4.0. Soil Survey Investigation Report. No. 42. U.S. Gov. Print. 347-352.
- Carter, M.R., & Gregorich, E.G., (2008). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. P 823-1224, In: Carter, M.R., Gregorich, E.G., (ed.). CRC Press: Boca Raton, FLorida, USA.
- Chapman, H. (1965). Cation exchange capacity. *Methods of soil analysis Part 2 Chemical and microbiological properties*.
- Danielson, R. E., & Sutherland, P. L. (1986). Porosity. *Methods of soil analysis: part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 443-461.
- Delelegn, Y. T., Purahong, W., Blazevic, A., Yitaferu, B., Wubet, T., Göransson, H., & Godbold, D. L. (2017). Changes in land use alter soil quality and aggregate stability in the highlands of northern Ethiopia. *Scientific Reports*, 7(1), 13602.
- Dexter, A. R., & Czyz, E. A. (2000). Effects of soil management on the dispersibility of clay in a sandy soil. *International agrophysics*, 14(3).
- Dinakaran, J., Chandra, A., Chamoli, K. P., Deka, J., & Rao, K. S. (2018). Soil organic carbon stabilization changes with an altitude gradient of land cover types in central Himalaya, India. *Catena*, 170, 374-385.
- FAO et al (2018). *The State of Food Security and Nutrition in the World 2018*. Building climate resilience for food security and nutrition, Rome, FAO. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2014.2300145>
- Fenetahun, Y., Yuan, Y., Xinwen, X., Fentahun, T., Nzabarinda, V., & Yong-Dong, W. (2021). Impact of grazing intensity on soil properties in Teltele rangeland, Ethiopia. *Frontiers in Environmental Science*, 9, 664104.
- Galindo, V., Giraldo, C., Lavelle, P., Armbricht, I., & Fonte, S. J. (2022). Land use conversion to agriculture impacts biodiversity, erosion control, and key soil properties in an Andean watershed. *Ecosphere*, 13(3), e3979
- Gee, G. W. and Bauder, J. W. (1986). Particle size analysis. In: A. Klute (ed.), *Methods of soil analysis*, Part 1. American Society of Agronomy, Inc., Madison, WI, USA. 383–411.
- Girmay, G., Singh, B. R., Mitiku, H., Borresen, T., & Lal, R. (2008). Carbon stocks in Ethiopian soils in relation to land use and soil management. *Land Degradation & Development*, 19(4), 351-367.
- Goh, T.B., Arnaud, R.J., & Mermut, A.R., (1993). Aggregate stability to water. P 177-180, In: Carter, M.R. (ed.). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Gol, C. (2009). The effects of land use change on soil properties and organic carbon at Dagdami river catchment in Turkey. *Journal of Environmental Biology*, 30(5), 825.
- Han, M., & Zhu, B. (2020). Changes in soil greenhouse gas fluxes by land use change from primary forest. *Global Change Biology*, 26(4), 2656-2667.
- Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., De Bruin, S., Farina, M., & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, 11(3), 234-240.
- Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527.
- Helmke, P. A., & Sparks, D. L. (1996). Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. *Methods of soil analysis: Part 3 chemical methods*, 5, 551-574.
- Hoover, C. M. (2002). Soil carbon sequestration and forest management: challenges and opportunities. *The potential of US forest soils to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect*, 211-238.

- Hua, H., Sui, X., Liu, Y., Liu, X., Chang, Q., Xu, R., & Mu, L. (2024). Effects of land use type transformation on the structure and diversity of soil bacterial communities. *Life*, 14(2), 252.
- IPCC. (2007). Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of working group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, New York.
- Jozdaemi, E., Golchin, A. & Moravej, K. (2022). An investigation on the effect of altitude on soil organic carbon storage and some other soil properties in Arasbaran forests. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 12(3), 71-92. doi: 10.22069/ejsms.2022.20045.2055. (In Persian).
- Kim, D. G., Kirschbaum, M. U., Eichler-Löbermann, B., Gifford, R. M., & Liang, L. L. (2023). The effect of land-use change on soil C, N, P, and their stoichiometries: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 348, 108402.
- Klute, A. (1986). Water retention: laboratory methods. *Methods of soil analysis: part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 635-662.
- Klute, A., & Dirksen, C. (1986). Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical methods*, 5, 687-734.
- Kooch, Y., Shahpiri, A., Joloro, H., Haghverdi, K., & Tavakoli Feizabadi, M. (2024). The effect of land use on soil Physicochemical and biological characteristics in the west of Mazandaran province. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 55(8), 1323-1343. doi: 10.22059/ijswr.2024.370566.669636. (In Persian).
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *science*, 304(5677), 1623-1627.
- Lal, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and energy security*, 5(4), 212-222.
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global change biology*, 24(8), 3285-3301.
- Laskar, S. Y., Sileshi, G. W., Pathak, K., Debnath, N., Nath, A. J., Laskar, K. Y., & Das, A. K. (2021). Variations in soil organic carbon content with chronosequence, soil depth and aggregate size under shifting cultivation. *Science of the Total Environment*, 762, 143114.
- Liu, J., Wang, Z., Hu, F., Xu, C., Ma, R., & Zhao, S. (2020). Soil organic matter and silt contents determine soil particle surface electrochemical properties across a long-term natural restoration grassland. *Catena*, 190, 104526.
- Mao, Y., Sang, S., Liu, S., & Jia, J. (2014). Spatial distribution of pH and organic matter in urban soils and its implications on site-specific land uses in Xuzhou, China. *Comptes rendus biologies*, 337(5), 332-337.
- Mazouji, M., Mohammadi Samani, K., & Hosseini, V. (2020). The variation in density and biomass of earthworms with physical and chemical properties of soil after forest land-use change. *Iranian Journal of Forest*, 12(2), 203-218.. (In Persian).
- McDowell, R. W., Worth, W., & Carrick, S. (2021). Evidence for the leaching of dissolved organic phosphorus to depth. *Science of the Total Environment*, 755, 142392.
- Mganga, K. Z., Razavi, B. S., & Kuzyakov, Y. (2016). Land use affects soil biochemical properties in Mt. Kilimanjaro region. *Catena*, 141, 22-29.
- Moradi, H. R., Mirnia, K., & Lahur poor, S. (2008). Effect of grazing intensities on the soil physical properties and Vegetation cover of Charandoo summer rangelands in Kurdistan Province. *Iranian Journal of Range and Desert Research*, 15(3), 369-378. (In Persian).
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520(7545), 45-50.
- Oldfield, E. E., Bradford, M. A., & Wood, S. A. (2019). Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, 5(1), 15-32.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., & Hayes, D. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *science*, 333(6045), 988-993.

- Parsapour, M.K., Kooch, Y., Hosseini, S.M., & Alavi, S.J. (2018). Litter and topsoil in *Alnus* subcordata plantation on former degraded natural forest land: a synthesis of age-sequence. *Soil and Tillage Research*, 179, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.008>.
- Pellitier, P. T., & Zak, D. R. (2018). Ectomycorrhizal fungi and the enzymatic liberation of nitrogen from soil organic matter: why evolutionary history matters. *New Phytologist*, 217(1), 68-73.
- Pierre, F., Judith, H., Are, O., Wouter, P., Julia, P., Stephen, S., & Sönke, Z. (2020). Global carbon budget 2020. *Earth System Science Data*, 12(4), 3269-3340.
- Rahimi, J., Mohammadi, S. K., Shabanian, N., & Rahmani, M. S. (2020). Investigating Some Chemical Soil Properties in the Pollarded and Less-disturbed Forest Stands in the Northern Zagros (Case study: Baneh forest. Kurdistan), *Journal of Environmental Sciences and Technology*, 22(3), 55-68. (In Persian).
- Ramesh, T., Bolan, N. S., Kirkham, M. B., Wijesekara, H., Kanchikerimath, M., Rao, C. S., & Freeman II, O. W. (2019). Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. *Advances in agronomy*, 156, 1-107.
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L. S., & Wollenberg, E. (2020). The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, 49, 350-360.
- Sadeghi mianrodi, M., Moezi, A., Gholami, A., Babaei-nejad, T. and Panahpur, E. (2022). Effects of land-use change on soil physical characteristics and nutrients in northern Khuzestan. *Agricultural Engineering*, 44(4), 381-397. doi: 10.22055/agen.2022.39468.1622. (In Persian).
- Safaei, M., Bashari, H., Mosaddeghi, M. R., & Jafari, R. (2019). Assessing the impacts of land use and land cover changes on soil functions using landscape function analysis and soil quality indicators in semi-arid natural ecosystems. *Catena*, 177, 260-271.
- Sharma, V., & Sharma, K. N. (2013). Influence of accompanying anions on potassium retention and leaching in potato growing alluvial soils. *Pedosphere*, 23(4), 464-471.
- Singh, G., Mishra, D., Singh, K., Shukla, S., & Choudhary, G. R. (2022). Geographical settings and tree diversity influenced soil carbon storage in different forest types in Rajasthan, India. *Catena*, 209, 105856.
- Singha, D., Brearley, F. Q., & Tripathi, S. K. (2020). Fine root and soil nitrogen dynamics during stand development following shifting agriculture in Northeast India. *Forests*, 11(12), 1236.
- Song, Y., Song, C., Yang, G., Miao, Y., Wang, J., & Guo, Y. (2012). Changes in labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after marshland reclamation and restoration in the Sanjiang Plain in Northeast China. *Environmental management*, 50, 418-426.
- Walkley, A., & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.
- Wang, H., Xu, J., Liu, X., Zhang, D., Li, L., Li, W., & Sheng, L. (2019). Effects of long-term application of organic fertilizer on improving organic matter content and retarding acidity in red soil from China. *Soil and Tillage Research*, 195, 104382.
- Wang, J., Tu, X., Zhang, H., Cui, J., Ni, K., Chen, J., & Chang, S. X. (2020). Effects of ammonium-based nitrogen addition on soil nitrification and nitrogen gas emissions depend on fertilizer-induced changes in pH in a tea plantation soil. *Science of the Total Environment*, 747, 141340.
- Wang, Q.K., & Wang, S.L. (2007). Soil organic matter under different forest types in Southern China. *Geoderma*, 142, 349-356.
- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., & Dokken, D. J. (2000). Land-use, Land-use Change, and Forestry, A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Wei, Y. M., Kang, J. N., Liu, L. C., Li, Q., Wang, P. T., Hou, J. J., & Yu, B. (2021). A proposed global layout of carbon capture and storage in line with a 2 C climate target. *Nature Climate Change*, 11(2), 112-118.

- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162.
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. (2021). Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature communications*, 12(1), 2501.
- Yimer, F., Ledin, S., & Abdelkadir, A. (2007). Changes in soil organic carbon and total nitrogen contents in three adjacent land use types in the Bale Mountains, south-eastern highlands of Ethiopia. *Forest Ecology and Management*, 242(2-3), 337-342.
- Zech, W., Senesi, N., Guggenberger, G., Kaiser, K., Lehmann, J., Miano, T. M., & Schroth, G. (1997). Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. *Geoderma*, 79(1-4), 117-161.
- Zhang, Q., Shao, M., Jia, X., & Wei, X. (2019). Changes in soil physical and chemical properties after short drought stress in semi-humid forests. *Geoderma*, 338, 170-177.
- Zhang, Y., Ai, J., Sun, Q., Li, Z., Hou, L., Song, L., & Shao, G. (2021). Soil organic carbon and total nitrogen stocks as affected by vegetation types and altitude across the mountainous regions in the Yunnan Province, south-western China. *Catena*, 196, 104872.
- Zhao, Z., Chang, E., Lai, P., Dong, Y., Xu, R., Fang, D., & Jiang, J. (2019). Evolution of soil surface charge in a chronosequence of paddy soil derived from Alfisol. *Soil and Tillage Research*, 192, 144-150.
- Zhou, Y., Hartemink, A. E., Shi, Z., Liang, Z., & Lu, Y. (2019). Land use and climate change effects on soil organic carbon in North and Northeast China. *Science of the Total Environment*, 647, 1230-1238.

مستند